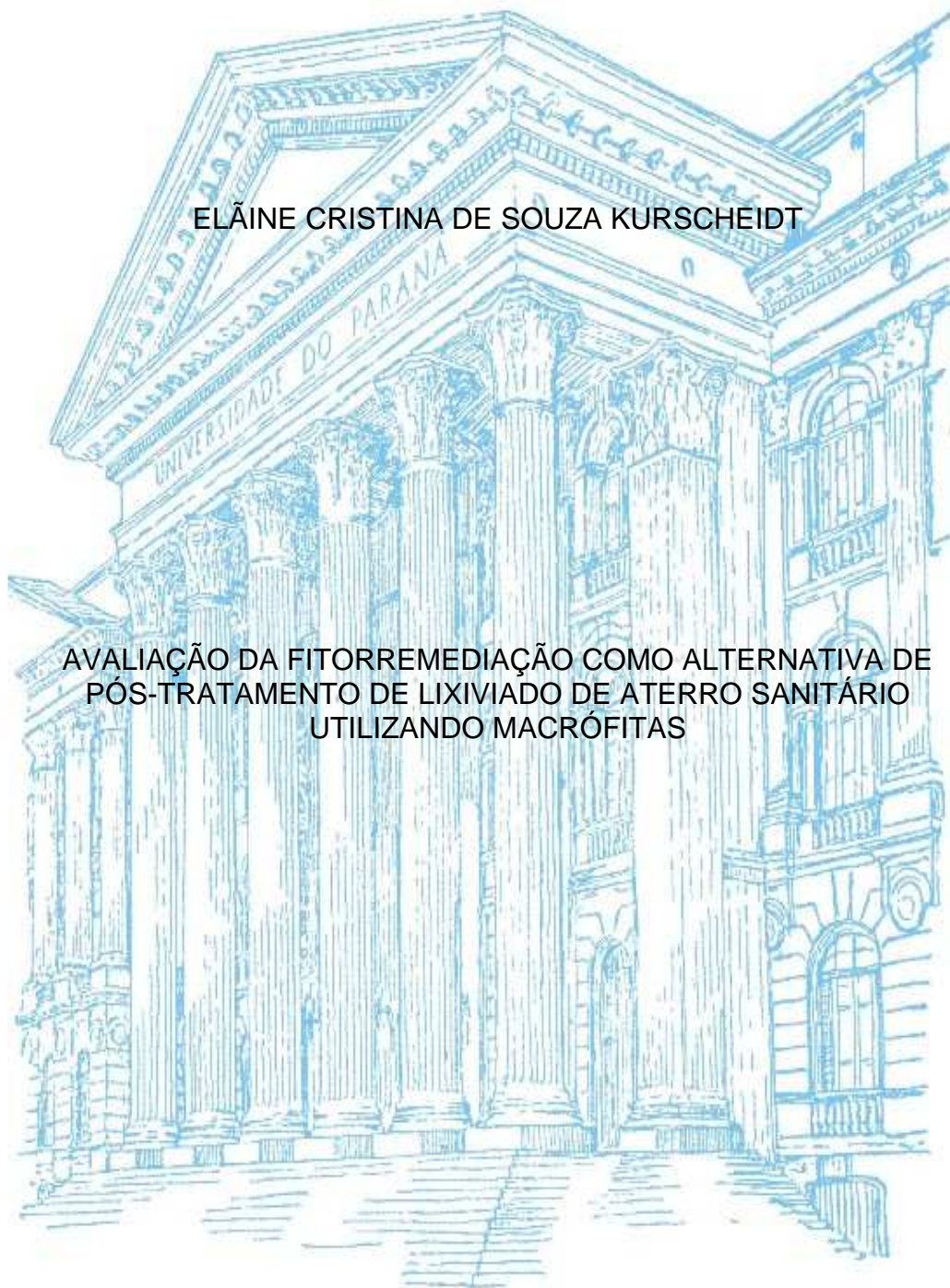


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ELÂINE CRISTINA DE SOUZA KURSCHIEDT

AVALIAÇÃO DA FITORREMEDIAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE
PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
UTILIZANDO MACRÓFITAS



CURITIBA
2011

ELÃINE CRISTINA DE SOUZA KURSCHEIDT

AVALIAÇÃO DA FITORREMEDIAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE
PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
UTILIZANDO MACRÓFITAS

Dissertação apresentada como requisito parcial
à obtenção do grau de Mestre em Engenharia
de Recursos Hídricos e Ambiental, no Programa
de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos
Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia da
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Profº. Dr. Miguel Mansur Aisse

Coorientadora: Profª. Drª. Leila Teresinha
Maranho

CURITIBA
2011



TERMO DE APROVAÇÃO

ELÂINE CRISTINA DE SOUZA KURSCHIEDT

"AVALIAÇÃO DA FITORREMEDIAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE PÓS- TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO MACROFITAS"

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná
Orientador

MEMBROS:

Leila Teresinha Maranhão
Universidade Positivo
Co-orientadora

Selma Aparecida Cubas
Universidade Positivo

Tamara Simone Van Kaick
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Maria Cristina Borba Braga
Universidade Federal do Paraná

Curitiba, 22 de setembro de 2011

Dedico

*aos meus pais, Maria Izabel e José Alves,
por proporcionarem uma valiosa educação.*

*Aos meus irmãos, Anderson, Vania, Thays e sobrinhos,
pelo carinho, incentivo e dedicação.*

*Ao meu querido marido, Rolando Kurscheidt,
pelo amor e paciência.*

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Paraná – UFPR, em particular ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, pela oportunidade.

À Universidade Positivo – UP, em particular ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, pela oportunidade de tornar este sonho realidade.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, em particular ao Professor Julio de Azevedo, pela oportunidade no desenvolvimento desta pesquisa, incentivo e amizade.

Ao professor e orientador Miguel Mansur Aisse, pelos conhecimentos compartilhados, pela disponibilidade, apoio no desenvolvimento desta pesquisa, incentivo e amizade.

À professora e co-orientadora Leila Teresinha Maranhão, pelos conhecimentos compartilhados no desenvolvimento desta pesquisa, pela força, incentivo e amizade.

À professora Selma Aparecida Cubas, pela oportunidade no desenvolvimento desta pesquisa, pelos conhecimentos compartilhados e amizade.

Ao Departamento de Engenharia Civil da UP, em particular ao Departamento de Solos, Sr. Cláudio Krüger, Sr. Davi e Waldir, pela oportunidade no desenvolvimento desta pesquisa.

À Karla Heloise Preussler, Natália Dias, Maria Carolina da Rocha, Monica Eboly, Luciane Souza, e Juliana Bianchini por todos os momentos que compartilhamos juntas, pela força, incentivo e amizade.

À Alessandra, Luana, Liliane e Maurício do Laboratório de Ensino e Pesquisa em Resíduos (LEPER) da UTFPR, por proporcionar momentos incríveis, por toda colaboração e pelas tardes agradáveis no laboratório.

“A grandeza das ações humanas é proporcional
à inspiração que as produz.”

“Louis Pasteur”

RESUMO

A técnica de fitorremediação (uso de plantas para remoção de poluentes) vem sendo estudada por diversos pesquisadores, principalmente no tratamento do lixiviado de aterros sanitários, problemática mundial. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a eficiência, em escala piloto, do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando macrófitas. O lixiviado foi proveniente da lagoa facultativa do Aterro Sanitário de Curitiba, que operou por 21 anos e foi encerrado em novembro de 2010. Dividido em duas etapas, a pesquisa primeiramente avaliou a tolerância das macrófitas flutuantes (*Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*) em 15 aquários de vidros, denominado Bioensaio 1. Um estudo preliminar foi realizado para identificação do fator de diluição (FD) ideal, além do levantamento da biomassa (macrófitas estudadas). Posteriormente, foram realizadas duas bateladas 30 dias (com diluição de 50%) e 15 dias (sem diluição) no sistema piloto, constituído de três unidades (caixas d'água) com 500 L, 250 L e 250 L, respectivamente, denominado Bioensaio 2. A sequência das macrófitas nestas unidades foram: *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, selecionadas para o presente estudo porque apresentam a maior área de cobertura relativa nas áreas alagadas naturais do aterro. A eficiência foi analisada pela remoção dos contaminantes físico-químico e elementos-traço. Este último foi realizado no efluente e na biomassa seca. A *P. stratiotes* apresentou maior sensibilidade, menor tolerância frente ao lixiviado, principalmente nos maiores FD se comparada a *Eichhornia crassipes*. A eficiência, no sistema piloto, foi maior na batelada de 15 dias (sem diluição) com redução principalmente de DQO, DBO₅, N-amoniaco e nitrito alcançando 25%, 80%, 95% e 95%, respectivamente. Os elementos-traços Ni, Mn, Fe e Cr no efluente, em ambas as bateladas, ultrapassaram os limites permissíveis na legislação para lançamento em corpos d'água. Já na biomassa seca, foram o Co, Fe e Pb que ultrapassaram os valores esperados na literatura apresentados por Larcher (2000), em todos os sistemas. Quanto à produtividade primária (biomassa), a *Echinochloa polystachya* teve um aumento 30 vezes maior que as macrófitas flutuantes. A pesquisa demonstrou que o uso da técnica de fitorremediação para a remoção de poluentes derivado de lixiviados de aterro sanitário é eficiente.

Palavras chave: Aterro Sanitário de Curitiba, Fitorremediação, Lixiviado de Aterro Sanitário, Macrófitas.

ABSTRACT

A technique of phytoremediation (using plants to remove pollutants) has been studied by several researchers, mainly in the treatment of the leachate from landfills, problematic world. The purpose of this study was to evaluate the efficiency, pilot-scale post-treatment of landfill leachate using macrophytes. The leachate came from the optional lagoon Sanitary Landfill of Curitiba, which operated for 21 years and ended in November 2010. Divided into two stages, the research first assessed the tolerance of floating macrophytes (*Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes*) in 15 glass aquariums, called a bioassay. A preliminary study was conducted to identify the dilution factor (DF) ideal and a survey of biomass. Subsequently, two batches were made during 30 days (50% dilution) and 15 days (without dilution) in the pilot system, consisting of 3 units (water tanks) with 500 L, 250 L and 250 L, respectively, called Bioassay 2. The sequência of macrophytes in this study were: *Echinochloa polystachya*, *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* all with greater coverage on the landfill. The efficiency was analyzed by removing the physical and chemical contaminants and trace elements. The latter was carried out in the effluent and biomass. The *P. stratiotes* showed higher sensitivity, lower tolerance of the leachate, especially in larger compared to FD *Eichhornia crassipes*. The efficiency in the pilot system was higher in the batch of 15 days (without dilution) and reduced mainly of COD, BOD₅, ammonia-N and nitrite reached 25%, 80%, 95% and 95% respectively. The trace elements Ni, Mn, Fe and Cr in the effluent in both batches, exceeded the permissible limits in the legislation for release into water bodies. In the dry biomass were Co, Fe and Pb that exceeded the expected values given in the literature by Larcher (2000), in all systems. As primary productivity (biomass) to *Echinochloa polystachya* has increased 30 times greater than the free-floating. The research has shown that the technique of phytoremediation is not only efficient as important for the removal of pollutants derived from landfill leachate.

Keywords: Sanitary Landfill of Curitiba, Phytoremediation, Landfill Leachate, Macrophytes

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 –	FASES DE DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS EM CADA CAMADA DE UM ATERRO SANITÁRIO	25
FIGURA 2.2 –	FASES DE ESTABILIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE UM ATERRO SANITÁRIO.....	27
FIGURA 2.3 –	RAZÃO DQO/DBO ₅ INDICATIVOS NA TRATABILIDADE DE EFLUENTES.....	34
FIGURA 2.4 –	PRINCIPAIS PROCESSOS ENVOLVIDOS NA FITORREMEDIÇÃO DE AMBIENTES CONTAMINADOS	44
FIGURA 2.5 –	PRINCIPAIS COMPONENTES <i>WETLANDS</i> NATURAIS.....	50
FIGURA 2.6 –	COMPONENTES BÁSICOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS	51
FIGURA 2.7 –	<i>WETLAND</i> FLUXO HORIZONTAL OU SUPERFICIAL (FS).....	53
FIGURA 2.8 –	<i>WETLAND</i> FLUXO HORIZONTAL OU SUBSUPERFICIAL	53
FIGURA 2.9 –	<i>WETLAND</i> DE FLUXO VERTICAL (FV)	54
FIGURA 2.10 –	COMUNIDADE VEGETAL E GRUPOS ECOLÓGICOS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	59
FIGURA 2.11 –	MACRÓFITA AQUÁTICA EMERSA <i>ECHINOCHLOA POLYSTACHYA</i>	61
FIGURA 2.12 –	MACRÓFITA AQUÁTICA <i>PISTIA STRATIOTES</i>	61
FIGURA 2.13 –	MACRÓFITA AQUÁTICA <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i>	62
FIGURA 3.1 –	LOCALIZAÇÃO DO ATERRO NO BAIRRO CAXIMBA COM ÁREA DESTAQUE DAS 3 FASES	70
FIGURA 3.2 –	FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE TRATAMENTO EXISTENTE NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA.....	71
FIGURA 3.3 –	DELIMITAÇÃO DO BAIRRO DA CAXIMBA, DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA E DAS LAGOAS EXISTENTES	72
FIGURA 3.4 –	SEQUENCIA ESQUEMÁTICA DOS BIOENSAIOS 1 E 2.....	73
FIGURA 3.5 –	COLETA DO LIXIVIADO PÓS-TRATADO.....	74
FIGURA 3.6 –	ESPÉCIES MACRÓFITAS UTILIZADAS NOS BIOENSAIOS	76
	A- <i>ECHINOCHLOA POLYSTACHYA</i> (CAPIM-CABELUDO);	
	B- <i>PISTIA STRATIOTES</i> (ALFACE-D'ÁGUA); C- <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> (AGUAPÉ).	76
FIGURA 3.7 –	CASA DE VEGETAÇÃO NA UNIVERSIDADE POSITIVO. A – VISTA AÉREA; B – ASPECTO ESTRUTURAL	76
FIGURA 3.8 –	ESQUEMA DISTRIBUIÇÃO DO BIOENSAIO 1 (AQUÁRIOS) ...	78
FIGURA 3.9 –	REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL DO BIOENSAIO 1	79

FIGURA 3.10 –	CAMADAS DO SISTEMA PILOTO E PERCENTUAL DE MATERIAL CARREADO DAS 1º E 2º CAMADAS.....	80
FIGURA 3.11 –	ESQUEMA DE DISTRIBUIÇÃO DO SISTEMA PILOTO COM AS RESPECTIVAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS.....	82
FIGURA 3.12 –	REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL DO SISTEMA PILOTO	83
FIGURA 4.1 –	AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA TOLERÂNCIA DAS MACRÓFITAS LIVRES FLUTUANTES	94
FIGURA 4.2 –	PH, OD E CONDUTIVIDADE NO BIOENSAIO 1 EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO PARA <i>PISTIA STRATIOTES</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (T)	95
FIGURA 4.3 –	PH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 1 EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (T)	99
FIGURA 4.4 –	VARIABILIDADE DA BIOMASSA FINAL APÓS 30 DIAS DE EXPERIMENTAÇÃO COM <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i>	102
FIGURA 4.5 –	PH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM <i>PISTIA STRATIOTES</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (T)	104
FIGURA 4.6 –	VARIABILIDADE DA BIOMASSA FINAL APÓS 30 DIAS DE EXPERIMENTAÇÃO COM <i>PISTIA STRATIOTES</i>	107
FIGURA 4.7 –	PH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 2 EMPREGANDO AS TRÊS MACRÓFITAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (T)	117

LISTA DE QUADROS

QUADRO 2.1 – DECOMPOSIÇÃO BIOLÓGICA DOS RSU EM ATERROS DE ACORDO COM AS DIFERENTES FASES.....	28
QUADRO 2.2 – GRUPOS DE ORGANISMOS QUE DEGRADAM A MATÉRIA ORGÂNICA.....	40
QUADRO 2.3 – DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS BIOLÓGICOS UTILIZADOS NOS ATERROS SANITÁRIOS	41
QUADRO 2.4 – DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS UTILIZADOS EM ATERROS SANITÁRIOS.....	42
QUADRO 2.5 – CARACTERÍSTICAS VEGETAIS ESPECÍFICAS PARA O USO DA FITORREMEDIAÇÃO	45
QUADRO 2.6 – VANTAGENS E LIMITAÇÕES DA FITORREMEDIAÇÃO	46
QUADRO 2.7 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DO SISTEMA DE <i>WETLAND</i> CONTRUÍDA.....	52
QUADRO 2.8 – PRINCIPAIS FUNÇÕES E COMPONENTES DO SISTEMA DE <i>WETLANDS</i>	56
QUADRO 2.9 – MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS.....	57
QUADRO 2.10 – PRINCIPAIS FUNÇÕES DAS MACRÓFITAS EM <i>WETLANDS</i> ARTIFICIAIS	60
QUADRO 3.1 – CARACTERÍSTICAS DAS FASES DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA	69

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 –	COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO CANADÁ E ESTADOS UNIDOS E A VAZÃO DE LIXIVIADO	24
TABELA 2.2 –	CONCENTRAÇÃO DE ALGUNS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE LIXIVIADO EM DIFERENTES FASES.....	29
TABELA 2.3 –	PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E VARIABILIDADE, EM FAIXAS, DE ATERRO SANITÁRIO	30
TABELA 2.4 –	COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO COM DIFERENTES IDADES DO ATERRO NO ÂMBITO INTERNACIONAL.....	32
TABELA 2.5 –	CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS ALGUMAS CIDADES DO BRASIL.....	33
TABELA 2.6 –	COMPARAÇÃO ENTRE A RAZÃO DBO ₅ /DQO DE ATERROS SANITÁRIOS NOS ÂMBITOS: INTERNACIONAIS E BRASILEIRO	35
TABELA 2.7 –	CONTEÚDO MÉDIO DOS ELEMENTOS-TRAÇO NA FITOMASSA DE PLANTAS E OS VALORES NECESSÁRIOS PARA SEU DESENVOLVIMENTO.....	38
TABELA 2.8 –	CONDIÇÕES DE DESENVOLVIMENTO PARA ALGUMAS MACRÓFITAS	59
TABELA 2.9 –	PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM MACRÓFITAS OBTIDAS POR SILVA (2005).....	63
TABELA 2.10 –	PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO MÉDIAS DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM MACRÓFITAS OBTIDAS POR SANDES (2008)	65
TABELA 2.11 –	PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM MACRÓFITAS OBTIDAS POR ESCOSTEGUY (2008).....	66
TABELA 3.1 –	LEVANTAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO DA LAGOA 1 DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA	75
TABELA 3.2 –	RELAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS, BIOLÓGICOS E FREQUÊNCIA DE ANÁLISES DOS BIOENSAIOS 1 E 2	85
TABELA 4.1 –	COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA PÓS-TRATAMENTO.....	90
TABELA 4.2 –	CONCENTRAÇÕES DE ENTRADA DOS CONTAMINANTES INTERFERENTES DESENVOLVIMENTO MACRÓFITAS	96

TABELA 4.3 –	QUANTIDADE DE PLANTAS DE <i>PISTIA STRATIOTES</i> TOLERANTES EM FUNÇÃO DOS FATORES DE DILUIÇÃO REALIZADOS NO ESTUDO PRELIMINAR	97
TABELA 4.4 –	CONCENTRAÇÕES DOS POLUENTES NOS DIFERENTES TRATAMENTOS EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO INICIAL DO LIXIVIADO NO EXPERIMENTO COM <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i>	100
TABELA 4.5 –	NÚMERO PLANTAS DE <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> EM FUNÇÃO DOS FATORES DE DILUIÇÃO NO INÍCIO E AO FINAL 30 DIAS	101
TABELA 4.6 –	ANÁLISE DA BIOMASSA NO FINAL DO BIOENSAIO 1 COM MACRÓFITA <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i>	102
TABELA 4.7 –	CONCENTRAÇÕES DOS POLUENTES NOS DIFERENTES TRATAMENTOS EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO INICIAL DO LIXIVIADO EXPERIMENTO COM <i>PISTIA STRATIOTES</i> ..	105
TABELA 4.8 –	NÚMERO PLANTAS DE <i>PISTIA STRATIOTES</i> EM FUNÇÃO DOS FATORES DILUIÇÃO NO INÍCIO E AO FINAL 30 DIAS .	106
TABELA 4.9 –	ANÁLISE DA BIOMASSA NO FINAL DO BIOENSAIO 1 COM MACRÓFITA <i>PISTIA STRATIOTES</i>	106
TABELA 4.10 –	ANÁLISE DA CLOROFILA A, B E TOTAL EM <i>PISTIA STRATIOTES</i> NO FINAL DO BIOENSAIO 1	108
TABELA 4.11 –	BIOENSAIO 2: RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS (BATELADA 30 DIAS) COM DILUIÇÃO 50%	110
TABELA 4.12 –	BIOENSAIO 2: RESULTADO DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS (BATELADA 15 DIAS).....	114
TABELA 4.13 –	EFICIÊNCIAS NA REMOÇÃO DA CARGA DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS NAS BATELADAS 30 E 15 DIAS.....	115
TABELA 4.14 –	AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA PILOTO COM DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS BATELADA 30 DIAS COM A CLARIFICAÇÃO DO LIXIVIADO NAS UNIDADES	119
TABELA 4.15 –	ANÁLISE DA BIOMASSA INICIAL E FINAL APÓS O PERÍODO DE EXPERIMENTAÇÃO DO SISTEMA PILOTO	120
TABELA 4.16 –	BIOENSAIO 2: RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS ELEMENTOS-TRAÇO NO EFLUENTE BATELADA 30 DIAS ..	121
TABELA 4.17 –	BIOENSAIO 2: RESULTADO DAS ANÁLISES DOS ELEMENTOS-TRAÇO NO EFLUENTE (BATELADA 15 DIAS)	123
TABELA 4.18 –	BIOENSAIO 2: RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS ELEMENTOS-TRAÇO NA BIOMASSA SECA.....	124

TABELA 6.1 –	ESTUDO PRELIMINAR: PH, CONDUTIVIDADE, OD EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM <i>PISTIA STRATIOTES</i> L EM FUNÇÃO DO TEMPO (T).....	153
TABELA 6.2 –	PH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 1 EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (T)	154
TABELA 6.3 –	PH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 1 EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM <i>PISTIA STRATIOTES</i> EM FUNÇÃO DO TEMPO (T)	155
TABELA 6.4 –	PH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 2 EMPREGANDO AS TRÊS MACRÓFITAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (T)	156

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	American Public Health Association
CH ₄	Metano
CO	Carga orgânica (ML ⁻³ . T ⁻¹)
CO ₂	Gás carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total (ML ⁻³)
DQO	Demanda química de oxigênio (ML ⁻³)
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio (ML ⁻³)
H ₂	Hidrogênio
HNO ₃	Ácido nítrico
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
H ₂ S	Gás sulfídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMTE	Instituto Nacional de Meteorologia
<i>in situ</i>	No local
LABEAM	Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Netto
LEPER	Laboratório de Ensino e Pesquisa em Resíduos
N ₂	Nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
O ₂	Oxigênio (ML ⁻³)
OD	Oxigênio dissolvido
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SUREHMA	Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente

SSF	Sólidos suspensos fixos (ML ⁻³)
SST	Sólidos suspensos totais (ML ⁻³)
SSV	Sólidos suspensos voláteis (ML ⁻³)
STF	Sólidos totais fixos (ML ⁻³)
ST	Sólidos totais (ML ⁻³)
STV	Sólidos totais voláteis (ML ⁻³)
TDH	Tempo de detenção hidráulico (T)
UFPR	Universidade Federal do Paraná
UP	Universidade Positivo
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
OBJETIVOS.....	21
1.1 OBJETIVO GERAL	21
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	22
2.1 LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS	22
2.1.1 Degradação dos resíduos sólidos urbanos: lixiviado.....	23
2.1.2 Caracterização do lixiviado.....	28
2.1.3 Elementos-traço (metal pesado) no lixiviado	35
2.1.3.1 Contaminação de metais em plantas	37
2.1.4 Formas de Tratamento do lixiviado	39
2.1.4.1 Tratamento Biológico	39
2.1.4.2 Tratamento Físico-Químico.....	41
2.2 FITORREMEDIAÇÃO	43
2.3 WETLANDS	47
2.3.1 Tipos de <i>Wetlands</i>	49
2.3.1.1 <i>Wetlands</i> Naturais.....	49
2.3.1.2 <i>Wetland</i> Construída	50
2.3.2 Remoção de nitrogênio e fósforo	54
2.4 MACRÓFITAS.....	55
2.4.1 Classificação das macrófitas	58
2.4.1.1 Macrófitas Emersas	60
2.4.1.2 Macrófitas Flutuantes.....	61
2.5 SISTEMAS DE TRATAMENTO CONSTRUÍDOS COM MACRÓFITAS PARA REMOÇÃO DE POLUENTES.....	62
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	68
3.1 O ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA	68
3.1.1 Coleta do lixiviado no aterro	73
3.2 SISTEMA DE TRATAMENTO PILOTO (BIOENSAIOS)	74
3.2.1 Seleção das macrófitas	74
3.2.2 Coleta das macrófitas.....	75
3.2.3 Estabelecimento dos experimentos.....	76

3.2.4 Estudos preliminares para determinação do fator de diluição (FD)	77
3.2.5 Bioensaio 1: Avaliação da tolerância das macrófitas frente ao lixiviado em aquários	77
3.2.6 Bioensaio 2: Eficiência das macrófitas frente ao lixiviado sistema piloto	80
3.2.6.1. Análise Granulométrica do Solo no Sistema Piloto	84
3.2.7 Procedimentos de Coleta do Lixiviado	84
3.2.8 Análise dos Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos do Lixiviado	84
3.2.9 Determinação da concentração de clorofila	86
3.2.10 Biomassa das Macrófitas	86
3.2.11 Análise dos elementos-traço (Metal Pesado).....	87
3.2.11.1 Lixiviado bruto e pós-tratamento com macrófitas	87
3.2.11.2 Macrófitas (biomassa seca).....	88
3.3 CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO	88
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	90
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO PÓS-TRATADO DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA EMPREGADO NO ESTUDO	90
4.2 ESTUDOS PRELIMINARES PARA DETERMINAÇÃO DO FATOR DE DILUIÇÃO (FD).....	93
4.3 BIOENSAIO 1: TOLERÂNCIA DAS MACRÓFITAS FRENTE AO LIXIVIADO EM AQUÁRIOS	98
4.3.1 Análise da tolerância da <i>Eichhornia crassipes</i> (aguapé)	98
4.3.2 Análise da tolerância da <i>Pistia stratiotes</i> (alface-da-água).....	103
4.4 BIOENSAIO 2: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO EM ESCALA PILOTO	109
4.4.1 Bioensaio 2: eficiência das macrófitas frente ao lixiviado no sistema piloto	109
4.4.1.1 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos (batelada 30 dias)	109
4.4.1.2 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos (batelada 15 dias)	112
4.4.1.3 Monitoramento do sistema piloto	116
4.4.2 Biomassa do sistema piloto.....	120
4.4.3 Elementos-traço (metal pesado) no sistema piloto.....	120
4.5 SUGESTÕES DE FORMA DE MANEJO DAS MACRÓFITAS.....	126
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	128
REFERÊNCIAS.....	132
APÊNDICES	152

1 INTRODUÇÃO

O crescimento econômico e tecnológico ao longo de todos estes anos está aliado à produção de bens, produtos e ao consumo da população. As facilidades que as indústrias e empresas proporcionam à população, diariamente, provocam o consumo e o desperdício, a consequente geração de resíduos sólidos, além de comprometerem a mobilidade nos grandes centros urbanos, provocam diversos problemas a saúde e ao meio ambiente.

A problemática dos resíduos é conhecida tanto no Brasil como no mundo, e os países buscaram alternativas eficientes e adequadas a sua realidade. Isto se deve principalmente à concentração das pessoas em ambientes urbanos. No Brasil, ainda, almeja-se a segregação na fonte, redução do volume, separação dos resíduos e destinação adequada porque além destas, o consumo de produtos industrializados vem provocando no país um problema ambiental e social.

No Brasil, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizado pelo IBGE (2008), sobre a situação e destinação final do resíduo coletado, informa que 27,7% da população urbana que possuem serviços de coleta depositam seus resíduos em aterros sanitários; 22,5% em aterros controlados e 49,8% em lixões. Neste contexto, dentre os municípios com até 20.000 habitantes, representando 48% do total de municípios, 63,6% utilizam lixões e 32,2% aterros adequados. Deste último, 13,8% são dispostos em aterros sanitários e 18,4% em aterros controlados. Aproximadamente 5% desses municípios não informaram onde são destinados os resíduos.

Todas essas disposições têm como consequências, além de vários impactos ambientais, dois subprodutos derivados da decomposição dos resíduos: o gás metano e o lixiviado. Devido à variabilidade e complexidade de tratamento, o lixiviado recebe atualmente especial atenção dentro de aterros sanitários, porque os tratamentos convencionais não proporcionam eficiência na depuração, retenção e remoção dos poluentes (MORAIS *et al.* 2006).

Por esta razão, considera-se importante a realização de estudos voltados ao tratamento de lixiviado, uma vez que o desenvolvimento das cidades e a geração de resíduos passaram a ser um problema ambiental sem soluções a curto e médio prazo.

O uso de plantas para tratamento de efluente (Fitorremediação) vem sendo utilizada principalmente no pré-tratamento de água, no tratamento de esgoto, no setor industrial e urbano com o abastecimento de água, entre outros (KADLEC e HAMMER 1985).

Embora esteja em desenvolvimento, esta nova técnica remediadora, vem aumentando seu uso aos longos dos anos. Alguns pesquisadores, como Mannarino *et al.* (2006), já comprovaram a eficiência no tratamento do lixiviado no Aterro Sanitário de Piraí, removendo 57% de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e 41% Demanda Química de Oxigênio (DQO) utilizando a macrófita emergente *Typha angustifolia*. Bidone (2007), na Central de Resíduos do Recreio (RS), removeu 87% DBO₅ e 81,22% DQO com a macrófita *Typha subulata* (taboa) e Sandes (2008), alcançou 40,86% DBO₅ e 52,7% DQO, utilizando taboa e a pirí.

Desta forma, testou-se a fitorremediação como forma de pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Por se tratar de uma técnica ainda em desenvolvimento são necessários mais estudos e pesquisas, em diferentes regiões do Brasil para avaliar a eficiência de remoção dos contaminantes presentes no lixiviado, pesquisar espécies de macrófitas, além de buscar novos usos (manejo).

O presente estudo pretende mostrar a importância de pesquisas básicas no tratamento de lixiviado utilizando macrófitas, como alternativa de redução dos contaminantes e bioacumulação de metais, bem como auxiliar com informações para outros efluentes que possuam grande complexidade de tratamento.

Caracteriza-se como trabalho preliminar da operação de *Wetland* construída, após a Estação de Tratamento Industrial (ETDI), que trata o lixiviado do Aterro Sanitário de Curitiba. Este sistema piloto possibilita maior controle das variáveis que podem interferir no tratamento, tais como: precipitação, tempo de detenção hidráulico (TDH), temperatura, pH, entre outros.

Representa parceria entre a Universidade Positivo (UP) e a Universidade Federal do Paraná (UFPR), na busca por respostas da eficiência no tratamento de lixiviado pós-tratado utilizando macrófitas predominantes no ambiente. A avaliação da eficiência no tratamento de lixiviado possibilita, pesquisas em sistemas semelhantes e em escala natural.

OBJETIVOS

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a fitorremediação como alternativa para o pós-tratamento de lixiviado, gerado em aterro sanitário, utilizando macrófitas.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estudar a tolerância de três espécies de macrófitas ao lixiviado pós-tratado;
- Avaliar a eficiência da fitorremediação quando aplicada no pós-tratamento de lixiviado em sistema construído;
- Avaliar a produtividade primária decorrente do tratamento do lixiviado;
- Sugerir formas de manejo das macrófitas pesquisadas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

O crescimento exponencial da população em todo o mundo, principalmente na década de 50, provocou aumento na geração dos resíduos sólidos urbanos. É um tema que deve ser discutido, no Brasil, devido ao potencial impacto ambiental a ele associado. Esta mudança, tanto na produção como nos costumes, provocou um aumento na produção de diversos poluentes químicos, esgotos industriais e geração de resíduos em todo o Brasil (LIMA, 1995). No Brasil, o uso de lixão é prática comum e para Grimberg (2004) a melhor técnica para destinar os resíduos sólidos é o aterro sanitário.

Segundo a norma ABNT NBR 8419/1984, aterro sanitário é "uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menor, se for necessário".

2.1 LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS

O processo de biodegradação nos aterros sanitários gera subprodutos como o gás metano e o lixiviado, potencialmente nocivos ao meio ambiente. Em geral, são conhecidos várias formas de disposição de resíduos sólidos urbanos, como os aterros sanitários, os aterros controlados e lixões. Além destes métodos de destinação existem outros como a compostagem e a incineração, pouco utilizados, no Brasil, devido à operação do sistema (NASCIMENTO, 2007). Para Bidone (2007), o aterro sanitário é um grande reator anaeróbio que gera subprodutos. Ele cita que as características dependem da massa de resíduo disposto no aterro.

2.1.1 Degradação dos resíduos sólidos urbanos: lixiviado

Os aterros sanitários, confinados em células, permitem reduzir o contato com agentes externos como a água e porque tendem a solubilizar as substâncias. Além da água natural do resíduo, a umidade pode aumentar, decorrente da água gerada no processo de decomposição biológica e da água da chuva que percola na célula. Esta célula funciona como reservatório de lixiviado até atingir a capacidade de campo do local (VILHENA e D'ALMEIDA, 2000). Para Tucci (1993), a definição de capacidade de campo é “limite superior de água que uma camada de resíduo pode reter” e, segundo Vilhena e D'almeida (2000), é a “capacidade de reter a umidade do ambiente, enquanto não ultrapassar este limite não haverá liberação de líquido para camadas inferiores”.

A geração de lixiviado depende de fatores que não podem ser controlados como: precipitação, região de localização do aterro, velocidade de degradação dos resíduos pelos microrganismos entre outros (BRITO FILHO, 1999). Farquhar (1988) descreve a composição básica dos resíduos sólidos urbanos, em estudos realizados no Canadá e Estados Unidos, com variações na geração de lixiviado de acordo com sua criação e fechamento das células. A Tabela 2.1 ilustra a variabilidade na geração do lixiviado, indicando sua permanência durante vários anos, mesmo após seu fechamento. A composição é apresentada em percentagem de peso de resíduo e divide-se em quatro categorias: aeróbia, acidogênica, acetogênica e metanogênica (FARQUHAR 1988; CASTILHOS *et al.*, 2003).

Nos aterros sanitários, a degradação dos resíduos sólidos urbanos (RSU) ocorre por processos aeróbios (presença de oxigênio) e anaeróbios (ausência de oxigênio). Segundo Vilhena e D'Álmeida (2000), estes processos são divididos em três fases:

- Fase Aeróbia: curta duração, nessa fase ocorre grande liberação de calor e o oxigênio utilizado pelos microrganismos aeróbios que estão presos no interior da célula;
- Fase Acidogênica: alguns anos de duração, nessa fase os microrganismos anaeróbios (ausência de oxigênio) convertem o

material orgânico em compostos dissolvidos e fazem o pH do lixiviado reduzir para valores entre 4 - 6;

- Fase Metanogênica: nesta fase, as bactérias anaeróbias desenvolvem-se em pH entre 6,6 - 7,3 e dão origem ao metano (CH_4) e ao gás carbônico (CO_2).

TABELA 2.1 – COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO CANADÁ E ESTADOS UNIDOS E A VAZÃO DE LIXIVIADO

CATEGORIAS	RESÍDUOS	% EM PESO ÚMIDO	CARACTERÍSTICAS	VAZÃO DE LIXIVIADO
A	- Alimentos - Resíduos de jardim	5-20 15-25	São os resíduos facilmente biodegradáveis e produzem altas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio total, ocorre principalmente nos primeiros meses de lixiviação.	
B	- Papeis - Plásticos - Madeira - Outros orgânicos	40-50 1-5 2-5 2-10	É biodegradável, mas com menor potencial que a Categoria A. A concentração de orgânicos é menor, porém permanece por um período maior.	
C	- Ferro - Outros Metais	5-10 0-1	São compostos metálicos ferro, manganês e zinco. Estes permanecem durante anos porque ficam adsorvidos no sedimento e plantas aquáticas.	
D	- Vidros - Outros inorgânicos	5-10 2-5	São compostos inorgânicos não metálicos (vidros, solo, sais). Surgem deste resíduo os metais alcalinos terrosos (cálcio, magnésio, sódio e potássio) e os ânions mais comuns (cloretos, sulfatos, fosfatos e carbonatos).	
-	- Teor de umidade	20-30	-	-

FONTE: Adaptado Farquhar (1988) Legenda: vazão

As categorias descritas por Farquhar (1988) são observadas na explicação realizada por Souto (2009) para as transformações dos resíduos em cada camada. A camada (A) entra na fase ácida e os resíduos estão sujeitos à degradação aeróbia, gerando lixiviado ácido. O oxigênio presente no resíduo é totalmente consumido mesmo que novas camadas de resíduos sejam adicionadas. Na camada (B) ocorrem os processos aeróbios e o lixiviado da camada (B) flui verticalmente para camada (A), denominada fase acidogênica. Na fase metanogênica, chega um momento em que a biomassa é suficiente para consumir todos os ácidos da camada (A) e (B). Segundo Souto (2009), na fase metanogênica, a DQO do lixiviado cai e o pH sobe para a faixa alcalina. A Figura 2.1 apresenta as diferentes fases de um aterro sanitário de acordo com suas camadas.

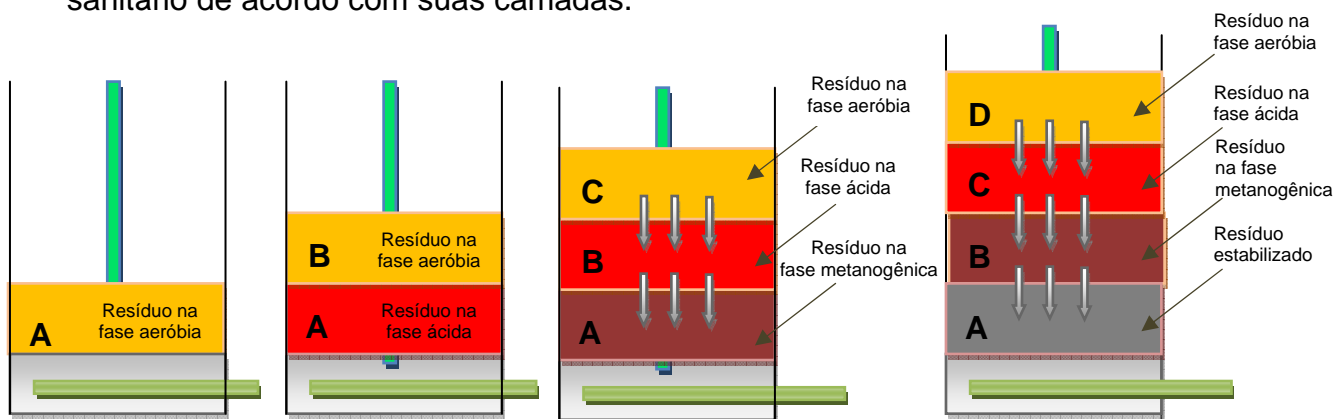


FIGURA 2.1 – FASES DE DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS EM CADA CAMADA DE UM ATERRO SANITÁRIO

FONTE: Adaptado Souto (2009)

A estabilização dos resíduos sólidos em aterros passa por diversas fases em função do tempo. Pohland e Harper (1986) apresentam a evolução da decomposição dos resíduos, que varia conforme a quantidade, qualidade do lixiviado e geração dos gases produzidos. Este modelo divide-se em cinco fases de estabilização da matéria orgânica conforme descrito a seguir:

- Fase I ou Fase Inicial: a degradação da matéria orgânica se inicia na presença de microrganismos aeróbios e facultativos, com curta duração, apresentando acúmulo de água e altas temperaturas. Segundo Costa (2002), altas temperaturas facilitam a formação de sais contendo metais, pois muitos destes íons são solúveis quando expostos a elevadas temperaturas;

- Fase II ou Fase de Transição: é a transição da fase aeróbia para anaeróbia, com predominância das bactérias fermentativas. Nesta fase, os ácidos graxos voláteis começam a se formar no lixiviado (POHLAND e HARPER, 1986; FERREIRA, 2010)
- Fase III ou Formação Ácida: nesta fase há predominância da ação de microrganismos acidogênicos, convertendo a matéria orgânica em gás carbônico, água, amônia e hidrogênio. Aumenta a concentração da DQO e libera nutrientes como N e P que serão utilizados como nutrientes para o crescimento da biomassa. O lixiviado nesta fase possui menor biodegradabilidade (MCBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995; VILHENA e D'ÁLMEIDA, 2000; FERREIRA, 2010);
- Fase IV ou Fermentação Metanogênica: a carga orgânica do lixiviado reduz aumentando a produção de gases (metano e dióxido de carbono). Há redução de DQO. O pH elevado suporta o crescimento das bactérias metanogênicas e os metais do lixiviado são removidos por complexação ou precipitação (FERREIRA, 2010);
- Fase V ou Maturação Final: reduz a produção de gás e o oxigênio retorna ao sistema gradativamente, fazendo o lixiviado ter baixa carga orgânica. Estabilização da atividade biológica e há escassez de nutrientes. Nesta fase a degradação da matéria orgânica resistente ocorre de forma lenta (FERREIRA, 2010).

A evolução da degradação dos resíduos e da composição dos gases varia de acordo com cada fase. Observa-se que a DQO influencia na degradação dos substratos nas fases III e IV. Já a produção de gás e metano cresce na fase IV e reduz gradativamente ao longo do tempo. Os resíduos dispostos recentemente no aterro estão submetidos aos processos aeróbios e as camadas mais profundas estão na fase metanogênica, conforme apresenta a Figura 2.2.

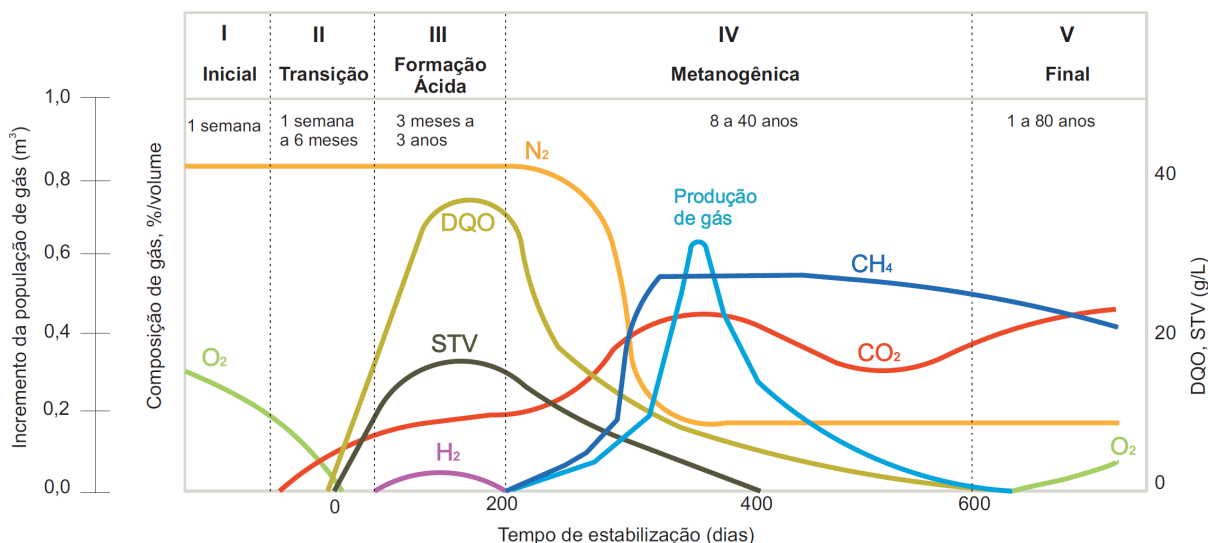


FIGURA 2.2 – FASES DE ESTABILIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE UM ATERRO SANITÁRIO

FONTE: Adaptado Pohland e Gould (1986)

Em geral, as características físico-químicas em um aterro variam de acordo com a fase. No Quadro 2.1 observam-se as principais características da decomposição dos resíduos em aterros sanitários (BRITO FILHO, 1999).

FASES	CARACTERÍSTICAS
Fase I ou Fase Inicial "Aterro Jovem"	<ul style="list-style-type: none"> - aterramento dos resíduos nas células e início de acúmulo de umidade; - detecção das primeiras mudanças dos diferentes parâmetros de degradação dos resíduos; - dióxido de carbono é produzido, aproximadamente nos mesmos equivalentes molares de O_2 consumido.
Fase II ou Fase Transição	<ul style="list-style-type: none"> - capacidade de retenção de água dos resíduos é ultrapassada e inicia-se a formação de lixiviados; - passagem das condições aeróbias para anaeróbias; - período em que ocorre um pico na concentração de CO_2 e H_2; - concentração de metabólitos intermediários (ácidos graxos voláteis) surgem nos lixiviados; - tendências de instalação de condições redutoras no meio.
Fase III ou Formação Ácida	<ul style="list-style-type: none"> - os ácidos graxos voláteis se tornam preponderantes nos lixiviados; - redução do pH produz a complexação de espécies metálicas. - consumo de N_2 e fósforo para o crescimento dos microrganismos; - detecção do H_2 e influência na natureza dos produtos intermediários formados.
Fase IV ou Fermentação Metanogênica "Aterro Velho"	<ul style="list-style-type: none"> - produtos intermediários que apareceram na fase ácida são transformados em CH_4 e CO_2 em excesso; - incremento do pH a níveis mais elevados controlado pela capacidade tampão do sistema; - potencial de óxido-redução se encontra em valores baixos e consumo importante de nutrientes; - fenômenos de complexação e precipitação de metais continuam a ocorrer; - carga orgânica dos lixiviados decresce e a produção de gases aumentam

Continua

Continuação

FASES	CARACTERÍSTICAS
Fase V ou Maturação Final <i>“Aterro Estabilizado”</i>	<ul style="list-style-type: none"> - estabilização dos componentes orgânicos disponíveis nos resíduos e solubilizados nos lixiviados; - concentrações em nutrientes inicialmente elevadas se tornam limitantes; - produção de gases entra em queda acentuada e, em seguida, cessa; - O₂ e espécies oxidadas reaparecem lentamente e um aumento do potencial redox é observado; - matérias orgânicas resistentes à biodegradação são convertidas em moléculas como ácido húmicos.

QUADRO 2.1 – DECOMPOSIÇÃO BIOLÓGICA DOS RSU EM ATERROS DE ACORDO COM AS DIFERENTES FASES

FONTE: Adaptado Souto (2009); Brito Filho (1999); Pohland e Harper, 1985

A variabilidade dos resíduos gerados e a biodegradabilidade, em aterros sanitários, influenciam na decomposição microbiana. Em uma única célula podem ocorrer diferentes fases ao mesmo tempo e as substâncias tóxicas geradas reduzem a influência dos microrganismos na célula. Por esta razão, as fases de um aterro não são bem definidas, porque algumas células continuam recebendo resíduos novos. A geração de subprodutos como: gases (CO₂, H₂S e CH₄) e lixiviado permanecem, e o tratamento adequado é fundamental para minimizar os impactos ambientais.

2.1.2 Caracterização do lixiviado

A geração do lixiviado, que ocorre por lixiviação, é observada em poucos meses após a operação do aterro sanitário.

A idade do aterro é um dos principais fatores que afetam a caracterização do lixiviado, porque quanto mais velho mais complexo é seu tratamento (AZIS *et al.*, 2010). Azis *et al.* ainda informam que as fases de estabilização possuem tempos de degradação diferentes do apresentado na Figura 2.2. Para Kostova (2006) os tempos variam entre 0 e 5 anos (fase de transição), de 5 a 10 anos (formação ácida), de 15 a 20 anos (fermentação metanogênica) e acima de 20 anos (maturação final). As concentrações de alguns parâmetros em diferentes fases podem ser observadas na Tabela 2.2.

TABELA 2.2 – CONCENTRAÇÃO DE ALGUNS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE LIXIVIADO EM DIFERENTES FASES

PARÂMETROS	FASE II TRANSIÇÃO (0–5 anos)	FASE III FORMAÇÃO ÁCIDA (5–10 anos)	FASE IV METANOGENICA (10–20 anos)	FASE V MATURAÇÃO (>20 anos)
pH (adimensional)*	6,7	4,7 – 7,7	6,3 – 8,8	7,1 – 8,8
DBO ₅	100 – 10900	1000 – 57700	600 – 3400	4 – 120
DQO	480 – 18000	1500 – 71000	580 – 9760	31 – 900
AVT (mgHAc/L)(*)	100 – 3000	3000 – 18000	250 – 4000	Ausente
Cobre	0,085 – 0,39	0,005 – 2,2	0,03 – 0,18	0,02 – 0,56
Ferro	68 – 312	90 – 2200	115 – 336	4 - 20
Chumbo	0,001 – 0,04	0,01 – 1,44	0,01 – 0,10	0,01 – 0,10
Magnésio	66 – 96	3 – 1140	81 – 505	81 – 190
Manganês	0,60	0,6 – 41	0,60	0,60
Níquel	0,02 – 1,55	0,03 – 79	0,01 – 1	0,07
Potássio	35 – 2300	35 – 2300	35 – 2500	35 – 2500
Sódio	20 – 7600	–	-	-
Zinco	0,06 – 21	0,65 – 220	0,40 – 6	0,40
Cádmio	190 – 490	70 – 3900	76 – 490	76 – 254
Cromo	0,023 – 0,28	0,06 – 18	0,05	0,05
Cloreto	30 – 5000	30 – 5000	30 – 5000	30 – 5000
Sulfeto	Ausente	0 – 818	0,9	Ausente
Coliformes Totais**	10 ⁰ – 10 ⁵	10 ⁰ – 10 ⁵	Ausente	Ausente
Coliformes Fecais**	10 ⁰ – 10 ⁵	10 ⁰ – 10 ⁵	Ausente	Ausente
COT	100 – 3000	500 – 28000	50 – 22000	70 – 260
Amonia	0 – 190	30 – 3000	6 – 430	6 – 430
NO ₂ -N (Nitrito)	0,1 – 500	0,1 – 20	0,1 - 1,5	0,5 – 0,6
ST	2050 – 2450	4120 – 55300	2090 – 6410	1460 – 4640
SDT	2500 – 14000	4000 – 55000	1100 – 6400	1460 – 4640

Parâmetros medidos em mg.L⁻¹, com exceção dos indicados (*);** NMP/100mL

FONTE: Adaptado Kostova (2006); Pohland e Harper (1986).

As características do lixiviado mudam em função do tempo. Quanto mais velho o aterro, menor é o período aeróbio e maior o anaeróbio, que corresponde à fase ácida seguida da fase metanogênica. A fase ácida (lixiviado novo) é caracterizada por altos valores de poluentes orgânicos com valores que atingem até 95% de carbono orgânico total (COT) e apresenta pH baixo, altas concentrações de DBO₅, DQO, nutrientes e metais pesados. Já na fase metanogênica (lixiviado velho), ocorre degradação dos ácidos voláteis pelo metano e redução da carga orgânica do

lixiviado. Observa-se nesta fase o aumento do pH entre 6,5 – 7,5 e a redução dos valores de DBO₅, DQO, nutrientes e metais pesados comparados aos da fase ácida. No caso de lixiviado “novo” os tratamentos biológicos aeróbios ou anaeróbios podem reduzir a concentração de matéria orgânica de fácil biodegradabilidade. Para o lixiviado “velho”, após o tratamento biológico parte da matéria orgânica biodegradável é consumida. Desta forma, os tratamentos físico-químicos são empregados antes do lançamento do efluente (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993; DIAMADOPOULOS, 1994).

Christensen *et al.* (2001), após revisão literária, classificaram os poluentes presentes no lixiviado em quatro grandes categorias: matéria orgânica dissolvida (MOD), macro-componentes inorgânicos, metais potencialmente tóxicos e compostos orgânicos xenobióticos. Além da idade, a diversidade dos materiais dispostos no aterro sanitário contribui na geração de lixiviado apresentando: alto poder de toxicidade, xenobióticos (substâncias estranhas ao organismo vivo) e microrganismos perigosos à saúde. Sua composição pode ser determinada empregando às análises físico-químicas e biológicas, como: pH, DQO, Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Nitrogênio Kjeldhal Total (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃), alcalinidade e toxicidade (BAUN *et al.*, 2004; KJELDSEN *et al.*, 2002). As principais características e variabilidade da composição, em faixas, do aterro sanitário pode ser observado na Tabela 2.3.

TABELA 2.3 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E VARIABILIDADE, EM FAIXAS, DE ATERRO SANITÁRIO

CATEGORIAS	PARÂMETRO	FAIXA	OBSERVAÇÕES
-	pH	4,5 - 9	O pH afeta os processos químicos e biológicos e pode definir as rotas metabólicas e quais os microrganismos predominantes.
	Condutividade específica (µS cm ⁻¹)	2500 - 35000	É uma medida da capacidade de uma solução aquosa de conduzir uma corrente elétrica. Os responsáveis por esta capacidade estão o íon amônio e o íon bicarbonato considerados “íons voláteis” e podem sair da solução para a atmosfera.
	Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	2000 - 60000	-
	Carbono orgânico total (COT)	30 - 29000	

continua

Continuação

CATEGORIAS	PARÂMETRO	FAIXA	OBSERVAÇÕES
Matéria Orgânica Dissolvida (mg.L ⁻¹)	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	20 - 57000	Expressa a demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT), incluindo CH ₄ , ácidos graxos voláteis (em particular na fase ácida) e muitos compostos recalcitrantes, por exemplo, compostos húmicos e fúlvicos.
	Demanda química de oxigênio	140 - 152000	
	Nitrogênio orgânico	14 - 2500	
Macro-componentes Inorgânicos (mg.L ⁻¹)	Fósforo total	0,1 – 23	Cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), amônio (NH ₄ ⁺), ferro (Fe), manganês (Mn), cloretos (Cl ⁻), sulfato (SO ₄ ²⁻) e bicarbonato (HCO ₃ ⁻) e fósforo (P).
	Cloretos	150 – 4500	
	Sulfatos	8 – 7750	
	Bicarbonato (HCO ₃)	610 – 7320	
	Sódio	70 – 7700	
	Potássio	50 – 3700	
	Nitrogênio amoniacal	50 – 2200	
	Cálcio	10 – 7200	
	Magnésio	30 – 15000	
	Ferro	3 – 5500	
	Manganês	0,03 – 14000	
Metais pesados potencialmente tóxicos (Elementos traços inorgânicos) (µg/L)	Arsênio	0,01 – 1	Cádmio (Cd ²⁺), cromo (Cr ³⁺), cobre (Cu ²⁺), chumbo (Pb ²⁺), níquel (Ni ²⁺) e zinco (Zn ²⁺).
	Cádmio	0,0001 – 0,4	
	Cromo	0,02 – 1,5	
	Cobalto	0,05 – 1,5	
	Cobre	0,005 – 10	
	Chumbo	0,001 – 5	
	Mercúrio	0,00005 – 0,16	
	Níquel	0,015 – 13	
	Zinco	0,03 - 1000	
Compostos Orgânicos Xenobióticos	-	-	Incluem uma variedade de hidrocarbonetos halogenados, compostos fenólicos, álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, além de outras substâncias caracteristicamente tóxicas.

FONTE: Adaptado Souto (2009); Kjeldsen *et al.* (2002)

Em âmbito internacional, dados referentes a aterros em regiões de clima temperado foram descritos por Chian e Dewalle (1976), porém naquela época não consideravam-se a separação de fases, apenas a idade do aterro, conforme apresenta a Tabela 2.4.

TABELA 2.4 – COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO COM DIFERENTES IDADES DO ATERRO NO ÂMBITO INTERNACIONAL

PARÂMETROS	1 ANO	5 ANOS	16 ANOS
pH	5,2 – 6,4	6,3	-
DBO ₅ (mg.L ⁻¹ de O ₂)	7500 – 28000	4000	80
DQO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	10000 – 40000	8000	400
SDT	10000 – 14000	6794	1200
SST	100 – 700	-	-
Condutividade	600 – 9000		
Alcalinidade (CaCO ₃)	800 – 4000	5810	2250
Dureza (CaCO ₃)	3500 – 5000	2200	540
Fósforo total	25 – 35	12	8
Ortofosfato (mg.L ⁻¹ de P)	23 – 33	-	-
Nitrogênio amoniacal	56 – 482	-	-
Nitrato	0,2 – 0,8	0,5	1,6
Cálcio	900 – 1700	308	109
Cloro	600 – 800	1330	70
Sódio	450 – 500	810	34
Potássio	295 – 310	610	39
Sulfato (mg.L ⁻¹ de SO ₄ ²⁻)	400 – 650	2	2
Manganês	75 – 125	0,06	0,06
Magnésio	160 – 250	450	90
Ferro	210 – 325	6,3	0,6
Zinco	10 - 30	0,4	0,1
Cobre	-	<0,5	<0,5
Cádmio	-	<0,05	<0,05
Chumbo	-	0,5	1,0

Nota: Todos os parâmetros em mg.L⁻¹, exceto pH (adimensional)

FONTE: Adaptado Chian e Dewalle (1976, 1977)

No caso do Brasil, a variabilidade climática interfere na qualidade e quantidade do lixiviado, podendo ter até grandes variações em um mesmo aterro. Embora seja possível observar a grande variação nas características do lixiviado, em diferentes aterros brasileiros, a porção da matéria orgânica é geralmente elevada bem como o nitrogênio total (SILVA, 2009). A Tabela 2.5 apresenta as características físico-químicas de algumas cidades brasileiras.

TABELA 2.5 – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS EM ALGUMAS CIDADES DO BRASIL

PARÂMETROS	SANTO ANDRÉ (SP)	ITAPECIRICA DA SERRA (SP)	SÃO GIÁCOMO (RS)	LONDRINA 2005 (PR)
pH	6,9 – 8,65	7,05 – 7,14	5,71 – 8,40	8,3
DQO	2600 – 8050	2560 – 3700	558 – 49680	4500
DBO ₅	1720 – 5790	2520 – 2720	99 – 26799	330
Alcalinidade (CaCO ₃)	-	-	-	7900
NTK	600 - 4950	160	144 – 1494	1300
Nitrogênio amoniacal	25 - 1000	-	0,6 – 1258-	1100
Nitrito	0,005 – 0,10	0,015	-	-
Nitrato	<0,20 – 0,06	0,06 – 0,08	-	-
SST	1230 - 3350	1320 – 2760	-	82

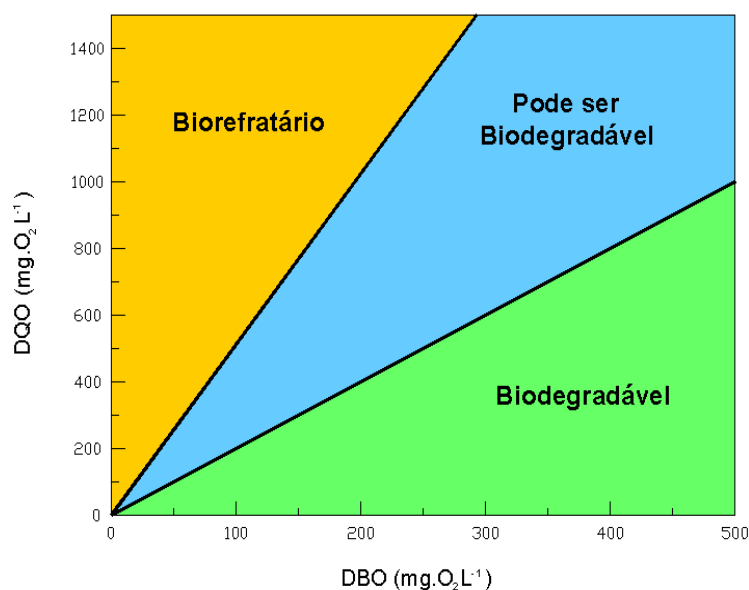
Nota: Todos os parâmetros em mg.L⁻¹, exceto pH (adimensional)

FONTE: Adaptado Gomes *et al.* (2006)

Como o lixiviado possui alto potencial de contaminação é necessário o tratamento adequado deste efluente, porque os processos de biodegradação são geralmente caracterizados por ácidos graxos, proteínas e carboidratos. Além de monitorar e preservar a qualidade dos cursos d'água os responsáveis devem atender os órgãos ambientais competentes, que em alguns casos, não admitem o lançamento do lixiviado em corpos receptores mesmo após seu tratamento (HOSSAKA, 2008).

2.1.2.1 Razão DQO/DBO₅

A tratabilidade biológica dos efluentes é avaliada pela DBO₅ (quanto maior seu valor, maior a instabilidade dos compostos orgânicos presentes no efluente) e a resistência da carga orgânica DQO (obtida após oxidação da matéria orgânica). Assim, a razão DQO/DBO₅ é utilizada para expressar a biodegradabilidade de efluentes no que diz respeito ao tipo de oxidação que será efetiva na destruição da carga orgânica presente no efluente. A biodegradabilidade pode ser avaliada conforme descrito por Jardim e Canela (2004), apresentado na Figura 2.3.



$DQO/DBO_5 < 2,5$ – Facilmente biodegradável

$5,0 < DQO/DBO_5 > 2,5$ - Passível de biodegradação

$DQO/DBO_5 > 5,0$ – Biorefratário ou Recalcitrante

FIGURA 2.3 – RAZÃO DQO/DBO_5 INDICATIVOS NA TRATABILIDADE DE EFLUENTES

FONTE: Adaptado Jardim e Canela (2004)

Como os microrganismos são os principais agentes nos processos de degradação do lixiviado, a recalcitrância (biorefratário) deste efluente dificulta a biodegradação devido a diversos fatores citados por Moraes (2005):

- Estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos;
- Ação tóxica de compostos químicos sobre os microrganismos responsáveis pela degradação inativando metabolismo celular dessas espécies;
- Interações entre compostos químicos gerando produtos não acessíveis a biodegradação.

Quanto menor os valores das razões DQO/DBO_5 , maior é a quantidade de bactérias aeróbias e facultativas, conseqüentemente maior o poder de biodegradabilidade (KARRER *et al.*, 1997; MARCO *et al.*, 1997).

Analisando as características físico-químicas dos lixiviados no âmbito Internacional e Nacional, observa-se que a razão DQO/DBO_5 sofre grandes alterações de acordo com a localização do aterro, conforme apresentado na Tabela 2.6.

TABELA 2.6 – COMPARAÇÃO ENTRE A RAZÃO DBO_5/DQO DE ATERROS SANITÁRIOS NOS ÂMBITOS: INTERNACIONAIS E BRASILEIRO

PARÂMETROS	INTERNACIONAL			BRASIL			
	1 ANO	5 ANOS	16 ANOS	SANTO ANDRÉ (SP)	ITAPECIRICA DA SERRA (SP)	SÃO GIÁCOMO (RS)	LONDRINA (PR) 2005
pH (adimensional)	5,2–6,4	6,3	-	6,9–8,65	7,05–7,14	5,71–8,40	8,3
DQO	10000–40000	8000	400	2600–8050	2560–3700	558–49680	4500
DBO_5	7500–28000	4000	80	1720–5790	2520–2720	99–26799	330
Razão DQO/DBO_5	1,33–1,43	2	5	1,51–1,39	1,01–1,36	5,63–1,85	13,6
Fator de biodegradabilidade*	FB	FB	B	FB	FB	R - FB	R

(*) **$\text{DQO}/\text{DBO}_5 < 2,5$** – Facilmente biodegrável (FB)
 $5,0 < \text{DQO}/\text{DBO}_5 > 2,5$ - Passível de biodegradação (B)
 $\text{DQO}/\text{DBO}_5 > 5,0$ – Biorefratário ou Recalcitrante (R)

FONTE: Adaptado Chian e Dewalle (1976, 1977); Gomes *et al.* (2006)

A comparação entre diferentes fases do aterro, no âmbito internacional, demonstrou que quanto mais velho o aterro menor é seu poder de biodegradabilidade. No Brasil foram analisados aterros em diferentes localidades, e não por idade. Observa-se que os aterros estudados, possivelmente estejam na fase ácida, aterros jovens, devido ao baixo valor da razão DQO/DBO_5 , ou seja, quanto mais jovem o aterro maior seu poder de biodegradabilidade. A biodegradabilidade do lixiviado varia de acordo com a idade do aterro sanitário e a razão auxilia na definição do tratamento. No entanto, o Aterro de Londrina (PR) não obedece a proposta de Chian e Dewalle (1977).

2.1.3 Elementos-traço (metal pesado) no lixiviado

O termo metal pesado só é utilizado para grupo de metais com densidade atômica superior 6 g.cm^{-3} . Atualmente, o termo elementos-traço é o mais correto porque normalmente se apresentam em baixas concentrações, tanto no meio ambiente como na biomassa dos organismos (ALLOWAY e AYRES, 1992; COELHO e GRECO, 1998).

Muitos elementos-traço são essenciais para o crescimento de diversos organismos, para bactérias até o ser humano, mas, dependendo da concentração,

podem danificar os sistemas biológicos. Os efeitos tóxicos podem afetar vários órgãos e alterar processos bioquímicos, organelas, membranas celulares e desencadear vários problemas ambientais lembrando que estes efeitos estão associados à dose. Em teores adequados os metais Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn são essenciais aos animais; Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn, essenciais às plantas; o Co essencial às bactérias fixadoras de nitrogênio. Porém, o excesso de qualquer destes elementos pode torná-los tóxicos aos seres vivos (KIEHL, 1995; HORN, 2007).

No lixiviado os metais encontrados provêm da decomposição de alguns resíduos. Sabe-se que solos com alto teor de matéria orgânica tendem a ser ácidos, devido à formação de ácidos orgânicos realizado pela biodegradação, a qual pode reduzir a atenuação de metais (JONES *et al.*, 2005; CELERE *et al.*, 2007).

A variabilidade dos resíduos dispostos nos aterros sanitários, por exemplo, pilhas e baterias consideradas as principais fontes de mercúrio acrescentam consideráveis teores de cádmio, zinco e níquel. Estes materiais deveriam estar sendo descartados de forma diferenciada, com recolhimento e tratamento adequado. Os metais pesados caracterizam-se por seu efeito bioacumulativo e causam agravos à saúde, além de doenças carcinogênicas, por exemplo, pilhas, materiais como plásticos, tintas, fármacos, contribuem para o aumento dos metais nos resíduos sólidos urbanos (SISINNO, 1995; ANDRADE, 2000; SEGURA MUÑOZ, 2002):

- plásticos (importantes fontes de cádmio e níquel);
- papéis e pigmentos neles utilizados (contêm mercúrio, chumbo e zinco);
- borrachas (fornecedoras de zinco);
- tintas (presença de cádmio, chumbo e zinco);
- fármacos, pigmentos, cosméticos e ligas metálicas (podem conter zinco e também cobre - no caso de ligas metálicas);
- fungicidas utilizados em jardinagem e agricultura (têm como base metais como cobre e zinco);
- tampas metálicas de garrafas e bulbos de lâmpadas elétricas (podem conter chumbo).

Os metais podem ficar retidos no solo na forma dissolvida ou fixados (adsorção, complexação e precipitação). Outra forma é a absorção pelas plantas e, assim, serem incorporados às cadeias tróficas (SEGURA MUÑOZ, 2002).

2.1.3.1 Contaminação de metais em plantas

A maioria das espécies vegetais tem capacidade para transportar metais e quando elas são expostas a elevados teores, apresenta redução em seu desenvolvimento (LARCHER, 2000).

A sobrevivência da planta à exposição de elevados teores de metais ocorre pela tolerância, caracterizada pela capacidade relativa de absorver, translocar e concentrar metais. As espécies que acumulam maior concentração de metais na raiz em relação à folha são consideradas mais tolerantes. Isto significa que elas não conseguem evitar a absorção destes elementos, mas limitam sua translocação (MARQUES, 1997).

Segundo Chaney (1980), os metais podem ser subdivididos em quatro grupos conforme seu comportamento e possibilidade de absorção pelas plantas.

- Grupo I: são metais insolúveis no solo ou nas raízes fibrosas das plantas e a parte aérea não constitui em uma fonte de transferência desses elementos, mesmo em solo com alta contaminação. Estão incluídos neste grupo elementos como: Ti, Cr, Zr, Y, Ag e Sn.
- Grupo II: os elementos podem ser adsorvidos pelas raízes, mas não são translocados para a parte aérea, numa quantidade suficiente para causar risco de transferência na cadeia trófica. São estes: Hg, Pb e As.
- Grupo III: são aqueles em que as plantas não conseguem evitar a entrada na cadeia alimentar, podendo representar um risco ambiental. Estão incluídos neste grupo elementos como Zn, Cu, Ni, B e Mn.
- Grupo IV: os metais além de serem absorvidos, são constantemente responsáveis por intoxicação alimentar. São estes: Se, Mo, Cd e Co.

A nutrição das plantas é simples, elas absorvem as substâncias inorgânicas do ambiente principalmente pela raízes jovens e a utilizam no seu metabolismo e crescimento. Mais de 60 elementos químicos foram identificados nas plantas, isto inclui o ouro, prata, chumbo, mercúrio, arsênio e urânio (RAVEN *et al.*, 2007).

Dezessete elementos químicos, porém, são considerados essenciais para o crescimento da planta: carbono, hidrogênio, oxigênio, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio, fósforo, enxofre, ferro, manganês, zinco, cobre, cloro, boro e molibdênio e níquel. A ausência de qualquer um deles compromete a reprodução natural da planta. O Ferro tem seu acúmulo preferencialmente nas folhas e o zinco é acumulado na raiz e na parte aérea (RAVEN *et al.*, 2007).

Segundo Raven (2007), os principais critérios utilizados para garantir que estes elementos fossem considerados essenciais, são: se ele é necessário para a planta completar seu ciclo, se ele faz parte de alguma molécula ou constituinte da planta e por último se aparece algum sintoma de deficiência na ausência do elemento.

Por esta razão, certas espécies de plantas são consideradas como indicadoras de metais pesados, por exemplo a *Eicchornia crassipes* que possui 10 vezes a capacidade de acumular ferro, alcançando a 14400 mg.kg^{-1} de matéria seca. A Tabela 2.7 apresenta o conteúdo médio dos elementos-traço na fitomassa de plantas terrestres (em mg.kg^{-1} Matéria Seca) e aquele necessário para o desenvolvimento da planta (LARCHER, 2000).

TABELA 2.7 – CONTEÚDO MÉDIO DOS ELEMENTOS-TRAÇO NA FITOMASSA DE PLANTAS E OS VALORES NECESSÁRIOS PARA SEU DESENVOLVIMENTO

ELEMENTO	LIMITES DE VALORES NA PLANTA	NECESSIDADES NA PLANTA
Zinco (Zn)	1 – 400	10 – 50
Níquel (Ni)	Até 5	-
Cobalto (Co)	Até 5	-
Manganês (Mn)	3 - 1000	30 - 50
Ferro (Fe)	2 - 700	Aprox. 100
Chumbo (Pb)	Até 20	-

Nota: unidades em mg.kg^{-1} Matéria Seca

FONTE: Adaptado Larcher (2000)

O níquel, cobalto e chumbo não são utilizados pelas plantas no seu desenvolvimento, significando que qualquer valor encontrado acima dos limites nas plantas são considerados tóxicos (LARCHER, 2000).

2.1.4 Formas de Tratamento do lixiviado

Existem diversas alternativas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Para Libânio (2002), os tratamentos de lixiviado podem ser classificados em três grupos: tratamento por meio de equipamentos instalado no aterro, tratamento em conjunto com o esgoto sanitário em estações localizadas fora do aterro e a combinação das duas alternativas anteriores. No entanto, o tratamento de lixiviado é definido de acordo com as características do lixiviado, vazão, aspectos regionais, climatológicos, entre outros. O custo-benefício é fator limitante em muitas regiões brasileiras, além da área disponível para tratamento.

A forma mais comum de tratamento de lixiviado é de natureza biológica, porém é recomendado a aterros jovens (com até 5 anos de idade), devido à alta concentração de material orgânico. Para aterros velhos ou estabilizados, a presença de substâncias recalcitrantes (difícil biodegradação), o tratamento recomendado é o físico-químico (CALLI, MERTOGLU; INANC, 2005).

2.1.4.1 Tratamento Biológico

O processo biológico possui grande variedade de microrganismos, como: bactérias, protozoários, fungos, entre outros. A decomposição da matéria orgânica, realizada por microrganismos, requer oxigênio. Este tratamento consiste na decomposição da matéria orgânica do efluente, através da sua utilização pelos microrganismos. Porém, este tipo de processo é eficiente no tratamento de lixiviado novo (aterro jovem), contendo altas concentrações de material orgânico biodegradável (TELLES, 2010). Para Moraes *et al.* (2006), o aterro novo é rico em ácidos graxos voláteis e elevado valor de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). As células antigas apresentam pouca matéria orgânica biodegradável, altas concentrações de nitrogênio amoniacal, metais potencialmente tóxicos e substâncias húmicas.

O tratamento biológico é dividido em aeróbio e anaeróbio, segundo Van Haandel e Marais (1999), a degradação dos compostos orgânicos pode ser realizada por três grupos de organismos, conforme Quadro 2.2.

GRUPO	DESCRIÇÃO
Aeróbios	Utilizam oxigênio para oxidar a matéria orgânica, tem como produto final CO ₂ e H ₂ O e novas células, ex.: lagoas aeradas, lodo ativado convencional, entre outros;
Facultativos	Degradam a matéria orgânica na presença ou não do oxigênio;
Anaeróbios	Metabolizam a matéria orgânica na ausência do oxigênio liberando energia, tem como resultado CO ₂ , H ₂ O e gás metano (CH ₄).

QUADRO 2.2 – GRUPOS DE ORGANISMOS QUE DEGRADAM A MATÉRIA ORGÂNICA

FONTE: Adaptado Van Haandel e Marais (1999)

Segundo Renou *et al.* (2008), os processos biológicos são eficazes na remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Quando a relação DQO/DBO₅ for baixa (<2,5), a melhor opção de tratamento, é o biológico.

Os processos de tratamento biológicos mais comuns de lixiviado são: lodos ativados (convencionais e em batelada), lagoas aeradas, filtros biológicos aeróbios e reatores biológicos de contato (SILVA, 2009). No Quadro 2.3 apresenta a descrição dos tratamentos biológicos utilizados nos aterros sanitários.

TRATAMENTOS	DESCRIÇÃO
Lodo ativado convencional	Remoção de material orgânico de águas residuárias, devido ao contato com lodo ativado (flocos constituídos de microrganismos). Depois de passar pelo tanque de aeração, o efluente é encaminhado até o decantador, onde haverá uma separação da fase sólida e líquida. A fase sólida (lodo) é recirculada até o tanque de aeração e a fase líquida descartada. Este processo tem sido estudado no tratamento de lixiviado, demonstrando uma alta eficiência na remoção de matéria orgânica (DQO e DBO), bem como de compostos nitrogenados (SILVA, 2009).
Lodo ativado em bateladas sequenciais	A operação de um reator em bateladas possui as seguintes etapas: enchimento; reação; sedimentação; descarte do efluente tratado e repouso. - Segundo Facó e Santaella (2002), que testaram espécies fúngicas (<i>Aspergillus niger</i> e <i>Cladosporium herbarum</i>) no tratamento de lixiviado utilizando reatores em batelada e tempo de detenção (TD) 2, 4, 8 e 16 dias. As maiores remoções de DQO foram obtidas no TD de 16 dias, 62% para o reator inoculado e 86% para o controle.
Lagoas aeradas	A aeração mecânica mantém o oxigênio dissolvido em toda ou parte da massa líquida. Para Von Sperling (1996), este sistema não proporciona uma boa mistura da massa líquida, porque uma porção de sólidos é depositada no fundo, o que pode causar o desenvolvimento de processos de decomposição anaeróbia nesta região.

Continua

TRATAMENTOS	DESCRIÇÃO
Filtros biológicos percoladores	Consiste na alimentação e percolação contínua do afluente através de um meio suporte. Este promove o crescimento de microrganismos aderidos. A condição aeróbia é garantida através de espaços vazios constituintes do meio suporte. Este tipo de tratamento consome baixa quantidade de energia quando comparados a outros sistemas de tratamento como, por exemplo, lodos ativados. O não suprimento do oxigênio, necessário para manter o sistema aeróbio e/ou o crescimento excessivo de biomassa, provoca a comatação do filtro (JORDÃO e PESSÔA, 1995; McBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).
Reatores biológicos de contato (RBC)	Consistem em uma série de placas circulares de plástico (discos) montados sobre um eixo que gira lentamente e são espaçados de forma a permitir que o ar passe pela superfície exposta (Silva, 2009). - Spengel e Dzombak (1991) demonstraram que houve a nitrificação completa do lixiviado, porém obteve apenas 38% na remoção de DQO. Esta baixa remoção pode ocorrer devido a baixo valor da relação DBO/DQO.

QUADRO 2.3 – DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS BIOLÓGICOS UTILIZADOS NOS ATERROS SANITÁRIOS

2.1.4.2 Tratamento Físico-Químico

Consiste na adição de produtos químicos no afluente para remoção de contaminantes. Esta adição é acompanhada por um processo físico. Os compostos recalcitrantes presentes no lixiviado, em sua maioria, são compostos por substâncias húmicas, que estão presentes no solo e no meio aquático, são originados da decomposição de plantas e tecidos animais (SILVA, 2009; AMARAL, 2009).

Além dos processos de coagulação-floculação e precipitação química, outros processos de tratamento físico-químico podem ser usados para tratar o lixiviado. No caso de processos químicos podem ser usados a adsorção por carvão e oxidação química e nos processos físicos arraste com ar (Air “stripping”), floculação e sedimentação, osmose reversa e ultrafiltração (QASIM E CHIANG, 1994; McBEAN E ROVERS, 1998). O uso exclusivo deste tipo de tratamento, segundo Farquhar (1995), só é recomendado quando o lixiviado do aterro for muito velho. Os principais tratamentos utilizados para lixiviado de aterro sanitário estão apresentados no Quadro 2.4.

TRATAMENTOS QUÍMICOS	DESCRIÇÃO
Coagulação e precipitação	A coagulação é utilizada no pré-tratamento ou a jusante de sistemas biológicos. No caso de lixiviado, além do processo de coagulação pode ocorrer simultaneamente a precipitação química das substâncias, através da manipulação do pH (AMARAL, 2009).
Adsorção por carvão	Este processo é mais eficiente em efluentes com as seguintes características: baixa solubilidade em água, alto peso molecular, baixa polaridade e baixo grau de ionização. Por se tratar de um processo de transferência, a matéria orgânica não é oxidada apenas transfere-se de ambiente. Assim, quanto maior a quantidade de matéria orgânica maior a quantidade de carvão necessário para o tratamento (QASIM e CHIANG, 1994; SILVA, 2009).
Oxidação química	Pode ser utilizado no pré-tratamento para eliminar constituintes que podem atrapalhar outros métodos de tratamento. Outro uso é no pós-tratamento para remoção de contaminantes provenientes do tratamento anterior. Este tipo de tratamento é adequado para lixiviado já estabilizado (aterro velho), porque possui compostos recalcitrantes e o tratamento biológico não remove (SILVA, 2009).
TRATAMENTOS FÍSICOS	DESCRIÇÃO
Arraste com ar (Air “stripping”)	Processo que transfere contaminantes da fase líquida para a fase gasosa (ar). É comumente utilizado na remoção da amônia e compostos orgânicos voláteis (AMARAL, 2009). De acordo com Silva (2009), no “stripping”, o nitrogênio é transferido da massa líquida através do arraste com ar e tem como principal objetivo redução a quantidade de nitrogênio amoniacal.
Floculação, Sedimentação, flotação	É um processo de formação de flocos, ocorre em seguida à coagulação. Os flocos gerados podem ser removidos por sedimentação ou flotação (CASTILHOS, 2006; SCHIMANKO, 2008)
Osmose reversa	Processo de desmineralização utilizado na produção de água de alta qualidade. A osmose reversa é aplicada como tratamento terciário, necessitando de pré tratamento para ajuste de pH e limpeza das membranas. O custo de implantação ainda é elevado, mesmo assim tem sido utilizada com grande eficiência na Alemanha. (QASIM e CHIANG, 1994).
Ultra filtração	É um processo de separação por membranas com diferentes diâmetros de poros, variando de 1 a 100 nm. Além de purificar e fracionar efluentes contendo macromoléculas, os processo por membranas removem organismos patogênicos (protozoários, bactérias e vírus) (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

QUADRO 2.4 – DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS UTILIZADOS EM ATERROS SANITÁRIOS

Além de processos convencionais, processos alternativos, como a fitorremediação, vêm apresentando bons resultados no tratamento do lixiviado. Ela utiliza sistemas vegetais para estabilizar, remover e/ou degradar contaminantes. O sistema de *Wetlands*, do inglês “terras úmidas” ou como conhecido no Brasil “banhados”, também podem ser utilizadas no tratamento de lixiviado. Este tratamento utiliza o ecossistema natural, que fica parcialmente ou totalmente inundados durante o ano (ESQUERRE, 2005; OLIVEIRA e VIDAL, 2008).

O principal destaque neste processo é a simplicidade de instalação, não necessitam de tecnologia complexa, além da possibilidade de realizar o tratamento “*in situ*” reduzindo os danos ambientais. As plantas auxiliam na remoção dos

poluentes além da matéria orgânica na forma de DQO e DBO₅ (DINARDI *et al.*, 2003; ESQUERRE, 2005). Para Pacheco (2004), embora o processo seja simples, sua capacidade de tratamento costuma ser limitada devido à necessidade de longos períodos de tratamento (semanas à meses).

Embora Pacheco (2004) acredite que o tratamento demore meses, outros autores comprovaram que o tratamento é menor como Reis e Bidone (2005), alcançaram eficiência de 57,19% DBO₅ utilizando a fitorremediação em 11,3 dias; Mannarino *et al.* (2006), com remoção 57% DBO₅ em sistemas construídos em 9 dias e Silva, Maranhão e Preussler (2010) obtiveram eficiência 64% de DBO₅ com a Macrófita *Echinochloa polystachya* e 22% com a *Pistia stratiotes* em 11 dias.

2.2 FITORREMEDIAÇÃO

Segundo Oliveira *et al.* (2007); Dinardi *et al.* (2003); Pires *et al.* (2003), a fitorremediação consiste na descontaminação de solos e água, e pode ser usada em áreas contaminadas com substâncias de origem orgânica (hidrocarbonetos, nitrogenados, entre outros) e inorgânica (metais e elementos radioativos).

O mercado de despoluição ambiental é estável nos Estados Unidos e vem crescendo no Brasil. A variabilidade na geração de efluentes e o aumento das exigências da sociedade e leis mais rígidas são os principais fatores deste crescimento (DINARDI *et al.*, 2003).

A fitorremediação pode ser classificada de acordo com a técnica, natureza química e propriedade do poluente. Na *fitoextração* ou *fitoacumulação*, ocorre a absorção de nutrientes pelas raízes e pode ser armazenado na própria raiz ou acumulado nas partes aéreas; na *fitoestabilização*, os contaminantes orgânicos ou inorgânicos permanecem imobilizados na planta ou ao húmus do solo (precipitando metais e ficando indisponível aos microrganismos); na *fitovolatilização*, alguns íons como mercúrio, selênio e arsênio são adsorvidos pelas raízes convertido em uma forma volátil e liberado na atmosfera; na *fitodegradação* ou *fitotransformação*, os contaminantes são metabolizados a compostos não-tóxicos (mineralizado) ou menos tóxicos ao meio ambiente, dentro das células vegetais por enzimas específicas; na *rizodegradação*, ocorre a destruição dos contaminantes orgânicos por mecanismos

bioquímicos e envolve sua fermentação aeróbia na rizosfera (CUNNINGHAM; ANDERSON; SCHWAB, 1996; EPA, (2000); DINARDI *et al.*, 2003; OLIVEIRA *et al.* 2007; SANTOS *et al.*, 2007; PEREIRA, 2010).

A Figura 2.4 apresenta os processos envolvidos na fitorremediação de ambientes contaminados.

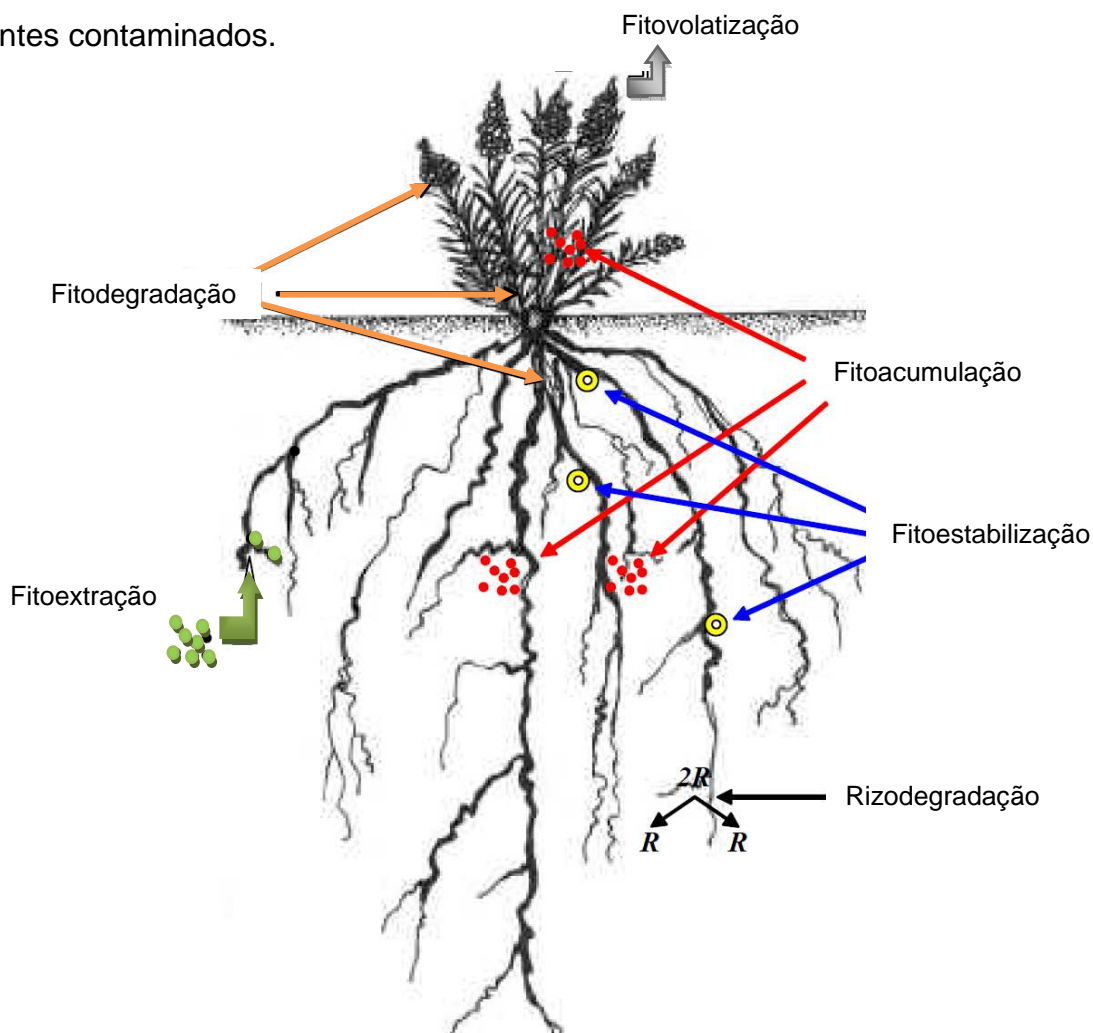


FIGURA 2.4 – PRINCIPAIS PROCESSOS ENVOLVIDOS NA FITORREMEDIAÇÃO DE AMBIENTES CONTAMINADOS

FONTE: Adaptado Santos *et al.* (2007)

A fitorremediação no tratamento de áreas contaminadas possui grandes vantagens, que devem ser levadas em conta. O baixo custo, grandes áreas podem ser tratadas, o tratamento de águas contaminadas, solo e subsolo. Além destas vantagens, o tratamento através da fitorremediação ainda embeleza o ambiente (DINARDI *et al.*, 2003).

Como seu principal objetivo é remediar água e solos contaminados, alguns fatores podem influenciar no processo de remediação, e precisam ser controlados e/ou minimizados. Para isso, é fundamental conhecer as características físico-

químicas do solo, dos contaminantes e a área contaminada. Outro fator de grande importância são as espécies vegetais empregadas na recuperação destas áreas. O Quadro 2.5 apresenta as principais características dos vegetais que podem ser aplicados na fitorremediação (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

CARACTERÍSTICAS VEGETAIS PARA APLICAÇÃO DA FITORREMEDIAÇÃO
Ocorrência natural em áreas poluídas (importante na identificação, porém não é pré-requisito);
Fácil aquisição ou multiplicação de propágulos;
Capacidade de desenvolver-se bem em ambientes diferenciados;
Capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização e tolerância ao contaminante;
Alta taxa de crescimento e produção de biomassa;
Retenção do contaminante nas raízes, no caso da fitoestabilização, como oposto à transferência para a parte aérea, evitando sua manipulação e disposição;
Elevada taxa de exsudação (transpiração) radicular;
Capacidade transpiratória elevada, especialmente em árvores e plantas perenes;
Resistência a pragas e doenças;
Fácil colheita, quando necessário à remoção da planta da área contaminada.

QUADRO 2.5 – CARACTERÍSTICAS VEGETAIS ESPECÍFICAS PARA O USO DA FITORREMEDIAÇÃO

FONTE: Adaptado Pires *et al.* (2003)

Na técnica de fitorremediação, cada uma das características citadas, pode interferir de alguma forma no sistema. A dificuldade em reunir o maior número de características vegetais pode limitar o uso do sistema vegetal como fitorremediador. Sua escolha varia de acordo com estudos prévios, porém a espécie que for selecionada deve apresentar o maior número destas características. Além do uso de várias espécies em um mesmo local, podem ser utilizadas ao mesmo tempo para remover mais de um contaminante. Por esta razão, a fitorremediação apresenta várias vantagens em relação às técnicas convencionais, entretanto, ainda existem limitações. O Quadro 2.6 apresenta as principais vantagens e limitações da fitorremediação (PIRES *et al.*, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2007).

VANTAGENS	LIMITAÇÕES
Técnica economicamente viável, quando comparada às técnicas convencionais de tratamento envolvendo a remoção do solo contaminado para tratamento <i>ex situ</i> ;	Dificuldade na seleção de plantas para fitorremediação, principalmente em relação à descontaminação de herbicidas de amplo espectro de ação ou em misturas no solo;
Equipamentos e suprimentos empregados no programa de fitorremediação são, na maioria dos casos, os mesmos utilizados na agricultura. Logo, quando a fitorremediação é implantada em áreas agrícolas, o custo deve ser ainda menor ;	Contaminante, deve estar dentro da zona de alcance do sistema radicular. Tratamento adequado a solos cuja contaminação está localizada à superfície (< 5 m);

VANTAGENS	LIMITAÇÕES
Compostos orgânicos podem ser degradados a CO ₂ e H ₂ O, removendo toda a fonte de contaminação, não havendo, nessa situação, a necessidade de retirada das plantas fitorremediadoras da área contaminada. Esta situação não é válida para metais pesados;	Melhoria nas condições do solo pode ser requerida, incluindo a quelação do contaminante para facilitar sua absorção pelas plantas, devido à quebra de pontes de ligação com partículas do solo;
Maior facilidade durante o monitoramento de plantas, quando comparado aos microrganismos;	Potencial de contaminação da cadeia alimentar, caso as plantas fitorremediadoras sejam ingeridas por animais, porém não são aplicáveis a todas as espécies;
Propriedades biológicas e físicas do solo são mantidas e, em alguns casos, podem até ser melhoradas;	Condições climáticas e ambientais podem restringir o crescimento de plantas fitorremediadoras;
Incorporação de matéria orgânica ao solo, quando não há necessidade de retirada das plantas fitorremediadoras da área contaminada;	Elevados níveis do contaminante no solo podem impedir a introdução de plantas no sítio contaminado;
Fixação de nitrogênio atmosférico, no caso das plantas conhecidas genericamente de leguminosas;	Possibilidade de a planta fitorremediadora tornar-se planta invasora;
Plantas auxiliam no controle do processo erosivo, eólico e hídrico. Nesse último caso, evitam o carreamento de contaminantes com a água e com o solo e reduzem a contaminação de lagos e rios;	Tempo requerido para obtenção de uma despoluição satisfatória pode ser longo (usualmente mais de uma estação de crescimento);
Pode-se considerar, também, que a planta reduz o movimento descendente de água contaminada de camadas superficiais do solo para o lençol freático;	Necessidade de disposição da biomassa vegetal, quando ocorre a fitoextração de poluentes não-metabolizáveis ou metabolizados a compostos também tóxicos;
Utiliza energia solar para realizar os processos (fotossíntese);	Plantas selecionam o metal que irão remediar, embora possam ocasionalmente, remediar mais de um metal;
Alta probabilidade de aceitação pública;	Tecnologia em desenvolvimento;
A planta pode ser valorizada economicamente, no caso de recuperação de áreas contaminadas por metais pesados, existe a possibilidade de reciclar este metal;	Pouco conhecimento sobre o cultivo, a genética, a reprodução e as doenças que podem ser causadas pelas plantas fitorremediadoras;
Útil em locais com elevada quantidade de solo a descontaminar.	Pouco conhecimento sobre o manejo de plantas fitoextratoras.

QUADRO 2.6 – VANTAGENS E LIMITAÇÕES DA FITORREMEDIAÇÃO

FONTE: Adaptado Pires *et al.* (2003)

Embora apresentem limitações, os benefícios da fitorremediação tornam esta técnica promissora como, por exemplo, a possibilidade de realizar o tratamento *in situ* (LIMA *et al.*, 2011).

Por esta razão, pesquisas utilizando espécies vegetais aprimoram a técnica e sua aplicabilidade, reduzindo assim, os possíveis riscos ambientais e sociais, como os vegetais entrarem na cadeia alimentar.

2.3 WETLANDS

Os sistemas de *wetlands* são áreas que podem ser naturais ou construídas, onde o fator dominante é o tratamento de águas residuárias através de processos combinados: biológicos, químicos e físicos. Este tipo de tratamento iniciou na Europa em meados da década 60, para redução dos efluentes orgânicos industriais. No Brasil as principais utilizações tem sido no pré-tratamento de água, no tratamento secundário e terciário de esgoto urbano, no abastecimento de água industrial e urbana, entre outros. As áreas são inundadas ou saturadas por água superficial ou subterrânea. *Wetlands* são consideradas os sistemas mais produtivos do mundo, quando comparados a florestas tropicais ou recifes de corais. Podem ser empregadas em diversos tipos de tratamento: esgoto doméstico, municipal, industrial, escoamento superficial, poluição difusa, córregos e rios (KADLEC e HAMMER, 1985; MULAMOOTTIL, McBEAN e ROVERS, 1998).

Segundo Kadlec *et al.* (2000), existem 6.000 banhados construídos na Europa utilizados no tratamento de resíduos domésticos. Essas áreas são capazes de transformar poluentes em produtos menos tóxicos e/ou nutrientes, além de utilizarem energias ambientais naturais (sol, vento e solo), plantas e animais.

Conforme Brenn (1990), os componentes deste tipo de sistema, como água, substrato, microbiota, flora e fauna, são altamente dependentes da hidrologia, dos nutrientes, do meio suporte e da região onde se encontram.

Além da grande capacidade de modificar a qualidade da água, através da ação dos mecanismos físicos, químicos e biológicos, as *Wetlands* tem sido introduzidas artificialmente como uma forma de tratamento de efluentes (LAUTENSCHLAGER, 2001). Segundo Kadlec e Knight (1996), estas *Wetlands* apresentam capacidade de remoção de DBO_5 , organismos patogênicos, material em suspensão, nutrientes, metais pesados e compostos tóxicos.

Segundo Launtenschlager (2001), os sistemas de *Wetlands* sofrem influência na remoção de nutrientes em função das seguintes alterações:

- Temperatura: modifica valores de coeficientes de re-aeração, velocidades de reações físicas, biológicas e químicas, taxas de volatilização e evapotranspiração;
- Radiação solar: influi diretamente na taxa de crescimento da biomassa

das plantas, devido à diminuição da fotossíntese;

- Precipitação: sistemas que ocupem áreas relativamente grandes devem ter o controle hídrico local;
- Ventos: modifica taxas de evapotranspiração e as trocas gasosas entre a atmosfera e o meio aquático.

Além destes fatores, o solo desempenha papel fundamental neste processo mas depende de suas características e de cada poluente considerado. O conhecimento da camada de solo é fundamental, porque se for argiloso pode dificultar a percolação dos poluentes para o lençol freático. As concentrações dos contaminantes na água a ser tratada, o manejo adequado e as atividades biológicas que ocorrem dentro das *Wetlands* são importantes para o bom desempenho destas como removedoras de poluentes (LAUNTENSCHLAGER, 2001).

As macrófitas, que desenvolve-se a partir da absorção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, e o leito de suporte de suas raízes permitem a acumulação e a fixação de biomassa ativa no sistema. Elas ainda extraem macro e micronutrientes além de carbono, necessários ao seus crescimentos. As plantas introduzem oxigênio no meio líquido e em suas raízes favorecendo a estabilização aeróbia da matéria orgânica. Em regiões em que o período de detenção da massa líquida da área umida é grande, pode acontecer a estabilização anaeróbia da matéria orgânica (anaerobiose) (BIDONE, 2007).

Por esta razão, há três funções de *Wetlands* consideradas básicas para o tratamento de efluente (YAMAMOTO, 2005):

- Captura física de poluente por sorção nos solos superficiais e resíduo orgânico;
- Utilização e transformação de elementos através de microrganismos;
- Baixa energia e baixas exigências de manutenção para atingir níveis de tratamentos consistentes.

A grande vantagem deste sistema está na fonte de energia renovável utilizada na degradação dos poluentes, além de se integrar na paisagem e outros sistemas de tratamento contribuem na alteração do ecossistema natural (SALARO JUNIOR, 2008).

2.3.1 Tipos de *Wetlands*

Wetlands são classificadas dependendo do tipo de plantas, naturais ou construídas, e de seus objetivos. *Wetland* natural (WN) mantém o solo em condições saturadas ao longo do ano. *Wetland* construída (CW) simula o ecossistema natural reproduzindo o ambiente através de princípios de engenharia sanitária, ecologia e biologia, onde os microrganismos, plantas e animais nativos ou não trabalham juntos para reduzir os poluentes do efluente (KADLEC e HAMMER, 1985; EPA, 1993; DORNELAS, 2008).

2.3.1.1 *Wetlands* Naturais

Usadas no tratamento de águas residuárias e com as variáveis são pré-fixadas, as *Wetlands* naturais propiciam processos de autodepuração por estarem constante ou sazonalmente inundadas. A vegetação é típica, adaptada à região e com grande importância ecológica, por exemplo, várzeas de rios, pântanos, brejos e estuários apresentam grande diversidade biológica (SANDES, 2008).

Segundo Sallatti (2006); D'Ambrósio (2007), estas áreas possuem grande importância dentro dos ecossistemas e ocupam 6% da superfície sólida do planeta. Porém, vem sendo drenados ou aterrados para expansão urbana. As principais vantagens de um sistema de tratamento de *Wetlands* naturais são (SALLATTI, 2006):

- Capacidade de regularização dos fluxos de água;
- Capacidade de modificar e controlar naturalmente a qualidade das águas;
- Reprodução e alimentação da fauna aquática;
- Proteção à biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre.

O sistema de entrada do afluente; a vegetação natural, o meio poroso e o sistema de saída do efluente são considerados componentes básicos. A Figura 2.5 apresenta os principais componentes do sistema.

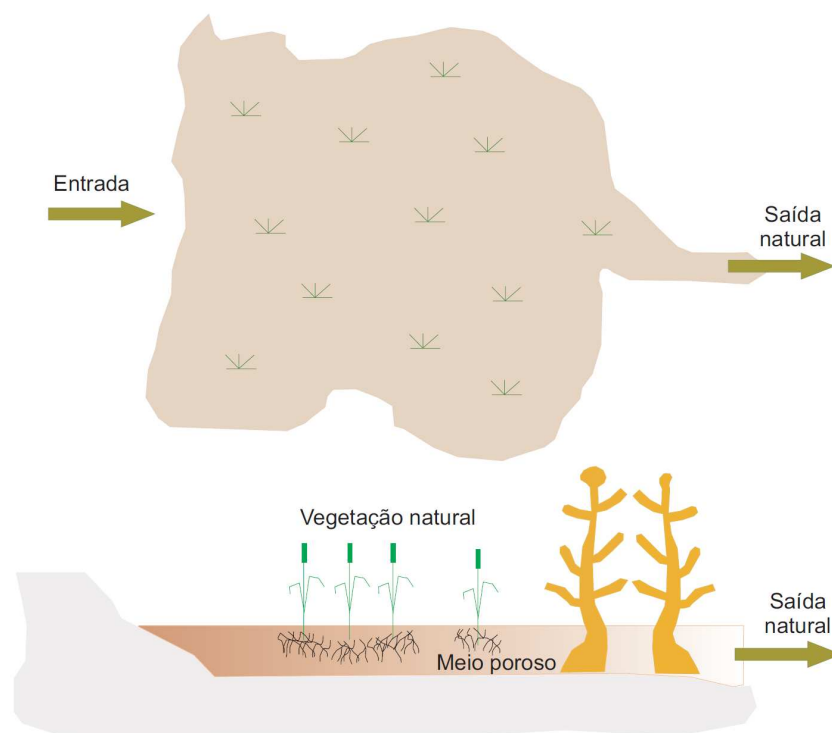


FIGURA 2.5 – PRINCIPAIS COMPONENTES DE *WETLANDS* NATURAIS

FONTE: O autor (2011)

Nesse sistema a água, os vegetais e o solo formam um ecossistema equilibrado, favorecendo a reciclagem de nutrientes obtida através de processos químicos, físicos e biológico. Porém, dependendo do fluxo de entrada pode afetar a eficiência na remoção de poluentes, devido a redução do tempo de detenção hidráulico e os caminhos preferenciais. s (LAUNTENSCHLAGER, 2001; COSTA, 2003).

2.3.1.2 *Wetland* Construída

Wetlands construídas são utilizadas em todo mundo no tratamento secundário e terciário, porque são de fácil construção, operação e manutenção. A existência das condições de contorno permite que a organização do sistema forme funções de interesse. Neste caso, a função de maior interesse é a degradação da matéria orgânica e a retenção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Este sistema utiliza alguns componentes básicos como: o substrato, as macrófitas

aquáticas, biofilme microbiano e a distribuição da água no leito drenante (LEOPOLDO *et al.*, 1999; COLLAÇO, 2001; SOUZA, 2003).

Para a constituição do substrato pode ser utilizado como material resíduos de mineração (areia, silte, cascalho, brita), casca de arroz, palha, pneu picado, entre outros, que permitem o escoamento do lixiviado pelos espaços vazios. Além de funcionar como meio suporte para a fixação das plantas, o substrato, de acordo com sua permeabilidade, permite a formação de espaços vazios que facilitam o escoamento do esgoto ou da água poluída a ser tratada. O substrato é um grande aliado às raízes das macrófitas aquáticas, porque é o local ideal para remoção de nutrientes e formação do biofilme microbiano. Ele deve ser capaz de manter por longo período as condições de fluxo do efluente, sendo capaz de promover adsorção de compostos inorgânicos como amônia (NH_4) e ortofosfato (PO_4). A Figura 2.6 apresenta os componentes básicos de *Wetlands* Construídas (MARQUES, 1999; SEZERINO, 2006; SALARO JUNIOR, 2008).

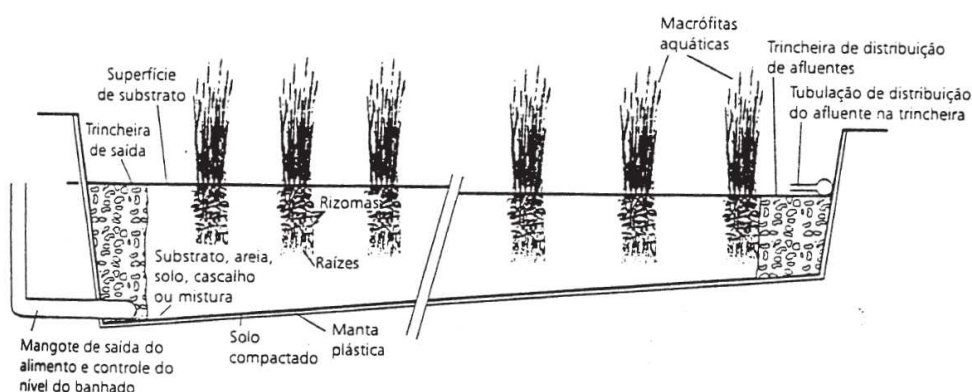


FIGURA 2.6 – COMPONENTES BÁSICOS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS

FONTE: Marques (1999)

De toda forma, tais sistemas estão entre uma das mais eficientes tecnologias recentemente comprovadas para o tratamento de águas residuárias. Comparado com sistemas de tratamento convencionais, as *Wetlands* construídas são de baixo custo e de fácil operação (DORNELAS, 2008).

O tratamento com *Wetlands* construídas é mais indicado para pequenas comunidades, e tem grande potencial de aplicação em países em desenvolvimento. Nesse tipo de sistema é possível obter tratamento terciário em uma única unidade, com custos bastante reduzidos. Devido à falta de conhecimentos técnicos e pessoas que desenvolvam esta tecnologia estes sistemas ainda não se encontram muito

difundidos (KIVAISI, 2001). Para Philippi e Sezerino (2004), este sistema possui uma série de vantagens e desvantagens, conforme Quadro 2.7.

VANTAGENS	DESVANTAGENS
São relativamente baratas para se construir e operar	Demanda de área para construção (custo e disponibilidade satisfatórios de área)
De fácil manutenção	As recorrentes imprecisões para os critérios de design e operação
Fornecem tratamento efetivo e seguro de águas residuárias	A complexidade biológica e hidrológica do sistema e a falta de conhecimento da dinâmica dos processos de tratamento
São relativamente tolerantes a variações hidráulicas e de cargas de contaminantes	Os custos dos meios de enchimento
Fornecem benefícios indiretos como área verde, habitats para a vida selvagem e áreas recreativas e educacionais.	Possíveis problemas com pragas nas tipologias superficiais

QUADRO 2.7 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DO SISTEMA DE *WETLAND* CONTRUÍDA

FONTE: Adaptado Philippi e Sezerino (2004)

Segundo Salaro Junior (2008), nestes sistemas ocorrem alguns processos convencionais como: sedimentação; filtração; transferência de gás; adsorção; troca iônica; precipitação; oxidação e redução química; conversão biológica e degradação. Além dos processos naturais fotossíntese, fotoxidação e consumo pelas plantas.

Outro fator importante é a distribuição da água, que deve buscar simplicidade de manutenção e operação, facilitando a entrada e saída do efluente. A redução da correnteza sobre o biofilme garante a assimilação de poluentes (SANDES, 2008).

O tipo de fluxo hidráulico interno de *Wetland* influencia no tratamento de efluentes, e podem ser classificados de acordo com seu fluxo: superficial ou horizontal (FS); subsuperficial (FSS) e vertical (FV) (SALARO JUNIOR, 2008).

- *Wetland* de fluxo horizontal ou superficial (FS)

O fluxo percorre vagarosamente a superfície do solo e flui no sentido horizontal, normalmente exibem mais biodiversidade que os sistemas de Fluxo Subsuperficial. O ambiente neste sistema é geralmente aeróbio próximo à superfície da água e tende a condições anóxicas em direção ao fundo. O próprio solo fornece condições de desenvolvimento para as plantas e o efluente fica distribuído na profundidade (0,1 a 0,3 m). Os melhores resultados são como tratamento terciário

(VALENTIM, 1999; DORNELAS, 2008; SALARO JUNIOR, 2008).

As plantas neste sistema são responsáveis pela reciclagem de sais minerais, remoção metais pesados e compostos orgânicos tóxicos, além das seguintes funções: fornecimento de oxigênio e o aumento na condutividade hidráulica, conforme Figura 2.7 (FERREIRA e ANJOS, 2003; SANDES, 2008).

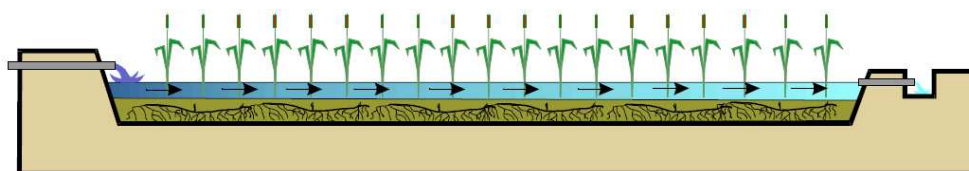


FIGURA 2.7 – *WETLAND* DE FLUXO HORIZONTAL OU SUPERFICIAL (FS)

FONTE: Salatti (2006)

- *Wetland* de fluxo horizontal ou subsuperficial (FSS)

O efluente passa por entre o meio filtrante e o fluxo pode ser horizontal ou subsuperficial. O meio filtrante tem uma superfície de contato que aumenta o potencial de degradação dos contaminantes devido ao crescimento do biofilme. Desta forma, a superfície do efluente não fica exposta a atmosfera e consequentemente possuem menor influência nas variações de temperatura interna, principalmente em regiões que o clima é mais frio. Assim, não oferecerem condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos (VALENTIM, 1999; SALARO JUNIOR, 2008). Segundo Salaro Junior (2008), este sistema é muito utilizado no tratamento secundário de efluentes em pequenas comunidades, tanto nos Estados Unidos, Austrália e África do Sul quanto na Europa.

O tempo de detenção hidráulica varia de acordo com a vazão afluente e seu volume. A Figura 2.8 apresenta um desenho esquemático de funcionamento de *Wetland* de fluxo horizontal (FSS) (SALARO JUNIOR, 2008).

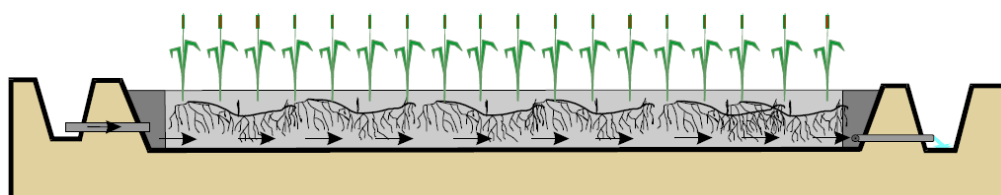


FIGURA 2.8 – *WETLAND* DE FLUXO HORIZONTAL OU SUBSUPERFICIAL (FSS)

FONTE: Salatti (2006)

Embora existam algumas semelhanças entre os sistemas natural e construído de *Wetlands*, é possível verificar diferenças, como: o sistema natural tem maior interação climática e modifica a concentração dos poluentes, fator este que compromete sua eficiência. O sistema construído possui maior controle devido às condições de contornos serem fixas e imutáveis. Quando empregado sem controle, pode ocorrer a eutrofização, necessitando um limite da produção de plantas. Ainda, decorrente das características de *Wetland*, observa-se a proliferação de muitos insetos vetores, como moscas e baratas (PACHECO, 2004).

- *Wetland* de fluxo vertical (FV):

O efluente percorre uma tubulação próxima do solo, perfurada, obrigando o deslocamento vertical de água. O fluxo pode ser intermitente (areia como meio suporte) ou em batelada (brita como meio suporte). Como a água permanece abaixo do meio de suporte, impossibilita o contato com animais e pessoas, conforme apresenta Figura 2.9 (SALARO JUNIOR, 2008; SANDES, 2008).

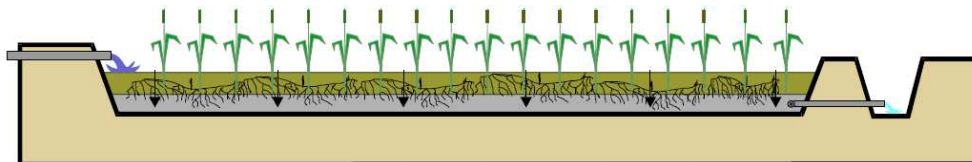


FIGURA 2.9 – WETLAND DE FLUXO VERTICAL (FV)

FONTE: Salatti (2006)

Este sistema possui alta capacidade de reduzir a carga orgânica e favorece os processos de nitrificação. Porém, apresentam algumas limitações que devem ser consideradas: suficiente aeração, ter distribuição uniforme para garantir a aeração do solo, as plantas são importantes em relação à manutenção e recuperação da condutividade hidráulica do solo, dentre outros (PLATZER, 2000; SALARO JUNIOR, 2008; SANDES, 2008).

2.3.2 Remoção de nitrogênio e fósforo

O Nitrogênio (N) é um macronutriente essencial ao metabolismo dos seres vivos e abundante no ambiente aquático, na grande maioria dos casos. As mais importantes formas de N são: N_2 (nitrogênio molecular), NH_4^+ (amônio), NH_3

(amônia) NO_2^- (nitrito), NO_3^- (nitrato), N_2O (óxido nitroso), nitrogênio orgânico dissolvido e nitrogênio orgânico particulado. Em *Wetlands* contruídas, baixos níveis de oxigênio liberados pelas macrófitas podem elevar a concentração de nitrogênio amoniacal, que normalmente é liberado junto ao efluente, desfavorecendo sua oxidação. O N passa de compostos inorgânicos para orgânicos e vice versa. (VALENTIM, 2003).

A amonificação é um processo que tranforma N orgânico pelo processo biológico a amônio. O amônio é fundamental no crescimento e sobrevivência das espécies e ao bom funcionamento de ecossistemas de *Wetlands* naturais (VYZAMAL, 2007).

A perda da amônia por volatilização está relacionada ao valor de pH, é menor para valores abaixo de 8,0 e maior quando o pH estiver acima de 9,3. Em muitos casos os microrganismos utilizam o amônio no seu crescimento incorporando-o na sua biomassa (VYZAMAL, 2007).

A nitrificação, realizada pelas bactérias nitrificadoras *Nitrossomonas*, oxida a amônia para nitrito. As bactérias *Nitrobacter* realizam a oxidação de nitrito para nitrato e utilizam compostos orgânicos para gerar energia no seu crescimento (VYZAMAL, 2007).

O fósforo nos ambientes aquáticos pode ter as seguintes formas: ortofosfato PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- e fósforo orgânico (ESTEVES, 1988). Sua remoção em *Wetlands* se dá por adsorção pelo substrato e precipitação com alumínio (Al), ferro (Fe), Cálcio (Ca) e absorção pelas macrófitas e microbiota. Esta absorção é reduzida com o aumento da concentração de fosfato nos tecidos (KADLEC *et al.*, 2000; ELIAS, 2003).

Segundo Richardson *et al.* (1997) e VYZAMAL (2007), o fósforo em *Wetlands* ocorre na forma de fosfato em compostos orgânicos e inorgânicos. Suas transformações, nestes ambientes, ocorrem da seguinte forma: solo, adsorção/desorção, precipitação/dissolução, captura microbiana/plantas, fragmentação e lixiviação, mineralização e soterramento. Os microrganismos (bactéria, fungos, algas, invertebrados, entre outros) capturam o fósforo rapidamente porque eles crescem e se multiplicam em altas taxas, mas a magnitude é baixa. Em áreas mais eutrofizadas a capacidade de captura é reduzida.

2.4 MACRÓFITAS

Macrófitas são vegetais que incluem desde as macroalgas até as angiospermas e desempenham papel importante no tratamento de águas residuárias, favorecendo a degradação dos compostos orgânicos (ESTEVES, 1998). Além do papel na ecologia aquática, ela promove condições favoráveis a inúmeros organismos desde peixes a perífiton (comunidade complexa de algas, bactérias, fungos e animais, além de detritos, aderidos a substratos submersos orgânicos ou inorgânicos, vivos ou mortos) (ESTEVES, 1998; RODRIGUES, 2011).

Estes sistemas, responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária, têm como principal objetivo reciclar a matéria orgânica e os nutrientes. Os principais componentes são: o meio de suporte (solo, areia, brita, dentre outros), espécies específicas de áreas alagadas e a fauna associada a estes elementos, além do regime hidráulico (VALENTIM, 2003; PHILIPPI, SEZERINO, 2004).

As plantas associada aos microrganismos, atuam na vegetação e produzem ambientes aeróbios próximos a região da rizosfera (região onde ocorre o tratamento biológico aeróbio do efluente) (CUNHA, 2006). O Quadro 2.8 apresenta as principais funções e os componentes de *Wetlands*.

SOLO	PLANTAS	REGIME HIDRÁULICO	FAUNA
Atua como suporte físico para as plantas	Produzem o carbono capaz de manter as comunidades microbianas heterotróficas	Determina a saturação do solo	Composta por bactérias, protozoários, fungos e animais
Disponibiliza maior área superficial reativa	Aumenta a área de contato e aderência do biofilme por meio de raízes, caule e rizomas	Determina a via bioquímica predominante no processo: aeróbia, anaeróbia ou anóxica	Promove a manutenção das condições de vida no meio (destaca-se a circulação de nutrientes)
Serve como meio de aderência para população microbiana	Impede a colmatção do solo	Indica as condições de oxigenação	Promove simbiose com outros organismos
Promove a remoção de compostos orgânicos e inorgânicos por processos físicos e químicos	Transportam oxigênio até as raízes promovendo condições aeróbias	É uma ferramenta mundial de classificação das <i>Wetlands</i> , sejam naturais ou construídas	Os organismos quimioautotróficos associam-se a à remoção de matéria orgânica e transformações de nitrogênio

QUADRO 2.8 – PRINCIPAIS FUNÇÕES E COMPONENTES DO SISTEMA DE WETLANDS

FONTE: Adaptado Philippi e Sezerino (2004)

As macrófitas consomem nutrientes, por exemplo, nitrogênio e fósforo

características de *Wetlands* naturais. Estas mesmas características poderiam ser utilizadas nas construídas visando aumentar as seguintes funções: sumidouro (retenção) e transformador (processamento) de elementos químicos. *Wetland* construída tem tido bom resultados na redução da DBO₅, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, traços de metais, compostos orgânicos e remoção de patógenos.

O Quadro 2.9 apresenta os diversos mecanismos físico, químico e biológico para remoção dos contaminantes.

MECANISMOS		CONTAMINANTES	EFEITO	DESCRIÇÃO
Físicos	Sedimentação	Sólidos sedimentáveis	P	Sólidos sedimentáveis por gravidade (e contaminantes) em <i>Wetlands</i> e lagoas
		Sólidos coloidais	S	
		DBO ₅ , nitrogênio, fósforo, metais pesado, orgânicos refratários, bactérias e vírus	I	
	Filtração	Sólidos sedimentáveis, sólidos coloidais	S	Partículas sedimentáveis mecanicamente à medida que a água passa por meio do substrato, massa de raízes ou peixes
	Adsorção	Sólidos coloidais	S	Força atrativa entre partículas
Químicos	Precipitação	Fósforo, metais pesados	P	Formação de co-precipitação com compostos insolúveis
	Adsorção	Fósforo, metais pesados	P	Adsorção no substrato e superfícies de plantas
		Orgânicos refratários	S	
	Decomposição	Orgânicos refratários	P	Decomposição ou alteração de compostos menos estáveis por irradiação UV, oxidação e redução
Biológicos	Metabolismo microbiano (*)	Sólidos coloidais, DBO ₅ , nitrogênio, orgânicos refratários, metais pesados	P	Remoção de sólidos coloidais e orgânicos solúveis por bactérias suspensas, bêmicas e epífíticas. Nitrificação/desnitrificação bacteriana. Oxidação de metais mediada por microrganismos
	Metabolismo de plantas (*)	Orgânicos refratários, bactérias e vírus	S	Sob condições adequadas, quantidades significantes desses contaminantes serão tomadas pelas plantas.
	Decaimento natural	Bactérias e vírus	P	Decaimento natural ou organismos em um meio desfavorável

Legenda: efeito primário (**P**); efeito secundário (**S**); efeito incidental (**I**), este ocorre incidentalmente pela remoção de outro contaminante.

(*) Metabolismo inclui tanto reações de biossíntese como reações de catabólicas

QUADRO 2.9 – MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM *WETLANDS* CONSTRUÍDAS

FONTE: Adaptado Marques (1999)

Segundo Murphy (2000), o monitoramento de águas residuárias através de plantas aquáticas, pode ser realizado pela presença ou ausência, análise de parâmetros, tamanho da população, comunidade e forma. Segundo Thomaz e Bini (2003), os levantamentos da biodiversidade das plantas contribuem para a quantificação da diversidade global.

2.4.1 Classificação das macrófitas

Macrófitas aquáticas podem ocupar extensas áreas e seu desenvolvimento varia de acordo com a qualidade de água que vive. As espécies vegetais mais usadas são as dos gêneros: *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Phragmites*. Elas são divididas de acordo com a forma biológica (GUNTENSPERGEN, 1998). Segundo Esteves (1998), os grupos ecológicos aceitos no Brasil de macrófitas aquáticas, são:

- Emersas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas acima da lâmina d'água (Ex: *Echinochloa*, *Typha*, *Eleocharis*, etc.);
- Flutuantes: plantas que se desenvolvem flutuando livremente no espelho d'água, seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos pelo vento (Ex: *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, etc.);
- Submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água (Ex: *Nitella*, *Vallisneria*, etc.);
- Submersas livres: plantas que apresentam raízes pouco desenvolvidas e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência (Ex: *Utricularia*);
- Com folhas flutuantes: plantas enraizadas no sedimento e com folhas acima da lâmina d'água (Ex: *Nymphaea*, *Vitoria*, etc.);

A Figura 2.10 apresenta a classificação das macrófitas e as comunidades epilítica (1), epipélica (2), epipsâmica (3) e epifítica (4), descrita por Esteves (1998). Dentre essas comunidades a mais importante são aquelas formadas por algas aderidas ou associadas a substratos, quer vivos ou inertes. A comunidade *epifítica* é formada por organismos aderidos a macrófitas aquáticas; a *epilítica* organismos

aderidos a substrato rochoso e pedras; a *epipélica* por organismos aderidos à superfície do sedimento e a *epipsâmica* por organismos aderidos entre os grãos do sedimento.

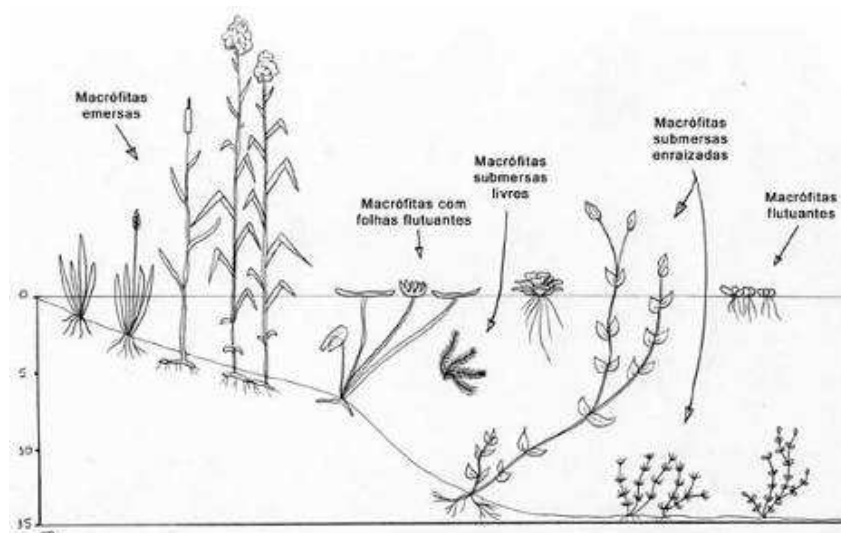


FIGURA 2.10 – COMUNIDADE VEGETAL E GRUPOS ECOLÓGICOS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

FONTE: Esteves (1998)

Segundo Esteves (1998), a decomposição da biomassa realizada pelas macrófitas aquáticas, é o principal processo de retorno dos nutrientes acumulados, porque predominam os processos físicos e químicos. A Tabela 2.8 apresenta as condições de desenvolvimento para algumas macrófitas.

TABELA 2.8 – CONDIÇÕES DE DESENVOLVIMENTO PARA ALGUMAS MACRÓFITAS

CATEGORIAS DE MACRÓFITAS			TEMPERATURA °C		pH
PLANTAS FLUTUANTES	PLANTAS SUBEMERGENTES	PLANTAS EMERGENTES	DESEJÁVEL	GERMINAÇÃO DAS SEMENTES	
<i>Lemna</i> sp.	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Typha</i> sp.	10 – 30	12 – 24	4 – 10
<i>Spirodela</i> sp.	<i>Egeria densa</i>	<i>Phragmites australis</i>	12 – 23	10 – 30	2 – 8
<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Juncus</i> sp.	16 – 26	-	5 – 7,5
<i>Wolffia arrhiza</i>	-	<i>Scirpus</i> sp.	16 – 27	-	4 – 9
<i>Azolla caroliniana</i>	-	<i>Canna flaccida</i>	-	-	-
-	-	<i>Eleocharis</i> sp.	-	-	-

FONTE: Adaptado EPA (1988); Guntenspergen (1998)

Os fatores físicos e químicos influenciam no crescimento das macrófitas aquáticas. A compreensão desses organismos facilita o manejo adequado do

sistema, criando condições que inibissem o desenvolvimento desordenado. Segundo Bini e Thomaz (2003), há coexistência entre espécies, ora favorecendo o crescimento de uma, ora de outra espécie e está relacionado às oscilações temporais das concentrações de nutrientes. Neste contexto, o conhecimento sobre a ecologia e os fatores condicionantes ao crescimento das macrófitas aquáticas é fundamental. O Quadro 2.10 apresenta as principais funções das macrófitas em sistema de *Wetlands* artificiais (BRIX, 1997).

PROPRIEDADE DA MACRÓFITA	FUNÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO
Tecidos das partes emergentes	<ul style="list-style-type: none"> - Armazenar nutrientes; - Reduzir o crescimento do fitoplâncton; - Reduzir a velocidade do vento (evitando a poluição do ar com levantamento de partículas); - Servir de isolante térmico durante o inverno; - Tornar o sistema esteticamente satisfatório.
Tecidos das partes submersas	<ul style="list-style-type: none"> - Efeito filtrante; - Promover área superficial para o desenvolvimento de biofilme; - Reduzir a velocidade do fluxo (aumentando a sedimentação); - Excretar oxigênio fotossintético (aumentando a degradação aeróbia); - Absorver nutrientes.
Raízes e rizomas no sedimento	<ul style="list-style-type: none"> - Absorver nutrientes; - Liberar antibióticos; - Liberar oxigênio (aumentando a degradação e a nitrificação); - Estabilizar a superfície do sedimento (diminuindo a erosão); - Prevenir a obstrução do meio em sistema de fluxo vertical.

QUADRO 2.10 – PRINCIPAIS FUNÇÕES DAS MACRÓFITAS EM WETLANDS ARTIFICIAIS

FONTE: Adaptado Brix (1997)

2.4.1.1 Macrófitas Emersas

- *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc (capim-cabeludo)

Pertencente à família Poaceace, o capim semi-aquático tem seu ciclo de vida relacionado ao ciclo hidrológico e sua rebrota ocorre quando o nível de água é baixo. De acordo com Piedade (1988), a biomassa desta macrófita está distribuída em 65% de caules, 30% de folhas e 5% de raízes e pode ser consumida por capivaras, invertebrados e peixes jovens. A Figura 2.11 apresenta a macrófita aquática *Echinochloa polystachya*.



FIGURA 2.11 – MACRÓFITA AQUÁTICA EMERSA *Echinochloa polystachya*

2.4.1.2 Macrófitas Flutuantes

- *Pistia stratiotes* L. (alface-d'água)

É uma macrófita aquática da família Araceae, e apresenta tamanho variado de acordo com o ambiente. Segundo Lorenzi (2008), é uma planta flutuante, herbácea, acaule, estolonífera, muito variável, de até 25 cm de diâmetro e originária da América Tropical. Segundo Bini e Thomaz (2003), a *Pistia stratiotes* apresenta espaços intracelulares que chegam a ocupar até 71% do volume da planta. A Figura 2.12 apresenta a macrófita aquática *Pistia stratiotes*.



FIGURA 2.12 – MACRÓFITA AQUÁTICA *Pistia stratiotes*

- *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé),

Pertencente à família Pontederiaceae é considerada uma das espécies mais importantes como planta invasora, devido à sua capacidade de reprodução e crescimento (SWARBRICK, 1981). O aguapé, segundo Neves, Foloni e Petrelli (2002), não encontram inimigos naturais ou predadores eficazes em seu habitat e tem suas expansões facilmente aumentadas. De acordo com Pedralli (1989); Pitelli (2000), esta espécie não suporta baixas temperaturas. Altas densidades desta planta comprometem o ecossistema aquático, causando os seguintes problemas: redução do fluxo de água em canais e rios, dificuldade para navegação e pesca, abrigo para organismos vetores de doenças para o homem e animais, além de redução da concentração de oxigênio dissolvido. A Figura 2.13 apresenta a macrófita aquática *Eichhornia crassipes*.



FIGURA 2.13 – MACRÓFITA AQUÁTICA *Eichhornia crassipes*

2.5 SISTEMAS DE TRATAMENTO CONSTRUÍDOS COM MACRÓFITAS PARA REMOÇÃO DE POLUENTES

No Brasil, a utilização de *Wetlands* construídas ainda é recente. Vários estudos referentes a leitos de macrófitas em escala real e piloto apresentam uma variabilidade de resultados. Alguns pesquisadores têm estudado, aperfeiçoado esta técnica e melhorado a eficiência dos sistemas utilizados para diversos efluentes (SALATTI, 2006).

As pesquisas de *Wetlands* construídas no Brasil, tiveram seu início em 1982, foi empregado um lago artificial nas proximidades de um córrego poluído (Rio Piracicamirim) na Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiros (ESALQ) em Piracicaba (SALATTI, 1984).

Reis e Bidone (2005) analisaram a eficiência de 5 leitos cultivados e apenas quatro com macrófitas emergentes *Typha subulata*. Os leitos cultivados têm (12 x 2 m), com área de 20 m² e altura de 0,50 m. A pesquisa estudou o desempenho de banhados construídos na remoção de DBO₅ e fósforo derivado do lixiviado gerado em sistema de compostagem de resíduos sólidos urbanos, localizado na Unidade de Triagem e Compostagem do município de Porto Alegre. A área superficial projetada para o banhado foi de 10.000 m² e o TDH da unidade foi 11,3 dias. O meio de suporte tinha uma camada de 45 cm de brita nº 1. As concentrações de DBO₅, abaixo de 150 mg.L⁻¹, tiveram eficiência média de remoção de 57,19% e a remoção de fósforo, com afluente de 3,11 mg P/L, atingiu a eficiência de 77,36%.

Silva, Monteiro e Paiva (2005) analisaram a eficiência de leito cultivado com macrófita flutuante *Eichhornia crassipes* (aguapé), em caixa d'água com capacidade de 500L, para tratamento de lixiviado do Aterro da Muribeca, localizado na Região Metropolitana do Recife. O principal objetivo da pesquisa foi avaliar a retenção do aguapé a contaminantes, tais como metais pesados e compostos orgânicos. Os parâmetros e as eficiências encontradas no leito cultivado com macrófita *Eichhornia crassipes* estão apresentados na Tabela 2.9.

TABELA 2.9 – PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM MACRÓFITAS OBTIDAS POR SILVA (2005)

PARÂMETROS	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
	<i>Eichhornia crassipes</i>
Nitrogênio Total	Não houve eficiência
Fósforo Total	56,60
Cobre (Cu)	30,15

FONTE: Adaptado Silva; Monteiro e Paiva (2005)

Beltrão (2006) analisou duas células de banhados construídos denominados de Sistema de Barreira Bioquímica (SBQ), para tratamento de lixiviado do Aterro da Muribeca, localizado na Região Metropolitana do Recife. O lixiviado passa por uma Estação de Tratamento composta por uma lagoa de decantação, uma lagoa anaeróbia e três lagoas facultativas. O sistema bioquímico (SBQ), separado por duas células, recebe parte desta lixiviado pós-tratamento. A célula 1 (composta por leito de pedras e macrófitas), tem vazão média de $12 \text{ m}^3/\text{d}^{-1}$; TDH de 2,4 d; volume útil 16 m^3 e altura útil do enchimento com 0,60 m (0,50 m de leito de pedras e 0,10 m da cobertura de solo). A célula 2 (composta por leito de pedra) tem vazão média de $31 \text{ m}^3/\text{d}^{-1}$; TDH de 2,4 d; possui volume útil 42 m^3 e altura útil de enchimento com 1,00 m (0,90 m de leito de pedras e 0,10 m da cobertura de solo). O leito de suporte utilizou pedras com granulometria variando entre 19 e 25 mm. Foram estudados o comportamento da macrófita emergente *Typha domingensis* (Taboa), com barreiras de solo dispostas transversalmente nos banhados. Com relação a remoção de DBO_5 a eficiência encontrada no leito cultivado com macrófita na célula 1 e com leito de pedra na célula 2, foram 59,38% e 66% respectivamente. Em média o valor da DQO efluente foi de 23% menor na célula 1 contra 14% menor na célula 2.

Mannarino *et al.* (2006) analisaram o sistema de tratamento com macrófitas em dois aterros sanitários: Pirai e Gramacho. No aterro sanitário de Pirai o sistema de tratamento de lixiviado era composto por dois biofiltros aeróbios, uma *Wetland* com a macrófita *Typha angustifolia* e uma lagoa. A *Wetland* era alimentada com o lixiviado proveniente dos filtros biológicos. O TDH variou entre 0,13 e 8,48 dias com fluxo superficial e meio de suporte composto por brita rachão (pedras com diâmetros entre 15 e 30 cm). A eficiência foi superior se comparada à antiga *Wetland* existente no aterro. Com remoção de 41% DQO, 57% DBO e 60% de sólidos suspensos totais, o estudo comprovou o aumento destes parâmetros, devido a alteração do volume e a mudança de vegetação na atual *Wetland*. No Aterro Metropolitano de Gramacho composto por: lagoa de equalização, coagulação química com adição de cal, lodos ativados e nanofiltração. O sistema de tratamento com macrófitas recebe o lixiviado do processo de lodos ativados, com fluxo subsuperficial e TDH 9 dias e meio de suporte argila expandida (0,60 m) e rachão (0,60 m). O leito plantado utilizou uma gramínea existente no próprio aterro e não especificada no trabalho. A remoção de DBO_5 foi de 33% e DQO chegou próximo dos 31%, já o percentual médio de remoção de sólidos suspensos totais no sistema foi de 71%.

Bidone (2007) analisou o desempenho em escala real de um sistema de tratamento composto por dois filtros anaeróbios e dois banhados construídos, localizado em Minas do Leão/RS na Central de Resíduos do Recreio. A pesquisa avaliou a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Apenas a fase 2 abrangeu o sistema com a macrófita *Typha subulata* (Taboa), com fluxo subsuperficial e leito suporte a brita 1. As macrófitas plantadas no banhado de fluxo superficial são da espécie *Scirpus californicus* (Junco de banhado) e foram plantadas diretamente na argila orgânica. O TDH para ambos os sistemas foi 5,6d. No regime subsuperficial com Taboa a vazão foi de 18m³/d (com ou sem diluição) e o autor concluiu que a vazão não poderia ultrapassar 50m³/d, porque poderia haver perda na eficiência. Nos sistemas, a *Typha subulata* desenvolvia-se sem dificuldades e o *Scirpus californicus* apresentava crescimento inexpressivo. Este resultado comprometeu a operação do sistema de fluxo superficial, provavelmente devido à composição do substrato do banhado. A argila não foi suficiente para o estabelecimento e desenvolvimento das mudas. A eficiência de remoção de DBO₅, DQO, Nitrogênio Total e Nitrogênio amoniacal foram 87%, 81%, 83% e 85% respectivamente.

Sandes (2008) avaliou a eficiência do tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário de Vera Cruz, Ilha de Itaparica – BA. O sistema de tratamento constituiu-se de lagoa facultativa seguida de sistemas úmidos construídos com macrófitas taboa (família da Typhaceae) e a pirí - gramínea (família da Poaceae). O lixiviado passa primeiro na lagoa facultativa e posteriormente na *Wetland* 1 e depois na *Wetland* 2, com fluxo hidráulico superficial. Os parâmetros e as eficiências encontradas no leito cultivado com macrófitas estão apresentados na Tabela 2.10.

TABELA 2.10 – PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO MÉDIAS DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM MACRÓFITAS OBTIDAS POR SANDES (2008)

PARÂMETROS	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
	<i>Lagoa + Wetlands</i>
DBO ₅	40,86
DQO	52,7
Fósforo Total	50,75
Nitrogênio Amoniacal	95,5

FONTE: Adaptado Sandes (2008)

Preussler (2008) analisou a eficiência da área alagável natural do pós-tratamento do chorume do Aterro Sanitário de Guaratuba/PR. O objetivo da pesquisa foi avaliar eficiência na remoção da matéria orgânica, nitrogênio, fosfato e metais pesados. As macrófitas estudadas no sistema foram *Typha domingensis* Pers., *Hedychium coronarium* J. König e *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf. A remoção média de eficiência do tratamento foi 85% para DBO, 81% de DQO, 83% de Nitrogênio Amoniacal, e 100% para Fosfato. A eficiência total de remoção de Zn ao longo do tratamento variou de 62% a 89%.

Escosteguy *et al.* (2008), avaliaram a capacidade de extração de nutrientes das macrófitas taboa (*Typha* sp.) e junco (*Eleocharis* sp.) e o consórcio dessas duas espécies, cultivadas em caixas de madeiras com leito de suporte brita (55 a 90mm de diâmetro). A pesquisa foi realizada na Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Passo Fundo, em Passo Fundo, RS. O lixiviado foi coletado no tanque de retenção do aterro de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo, na localidade de São João da Bela Vista. Os parâmetros e as eficiências encontradas no leito cultivado, extraída pela parte aérea das macrófitas, variou com a espécie vegetal e estão apresentados na Tabela 2.11.

TABELA 2.11 – PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM MACRÓFITAS OBTIDAS POR ESCOSTEGUY (2008)

PARÂMETROS	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (mg/planta)			
	Taboa	Junco	Consórcio	
			Taboa	Junco
Nitrogênio	41,9	1,5	36,7	1,4
Fósforo	11,4	0,5	11,1	0,4
Massa seca (MS)	307,2	130,7	179,3	66,5

FONTE: Adaptado Escosteguy (2008)

Silva, Maranhão e Preussler (2010), avaliaram a eficiência de tratamento usando macrófitas aquáticas: *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc, *Pistia stratiotes* L., e a *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, que ocorrem naturalmente na região do entorno do Aterro Sanitário de Curitiba, para o pós-tratamento do chorume. O sistema piloto compreendeu em dois bioensaios: o primeiro realizado em aquários apenas com as espécies flutuantes e o segundo foi realizado em caixa d'água. A

primeira caixa, para a espécie emergente, com substrato (pedra brita de diferentes granulometrias, membrana de geotêxtil para impedir o entupimento do sistema) totalizando uma altura de 16,5 cm de pedra e as demais caixas para as espécies flutuantes. A pesquisa alcançou no Bioensaio 2, com a espécie *Echinochloa polystachya* (1º caixa), remoção de DBO₅, DQO e N-amoniaco cerca de 64%, 64% e 83% respectivamente. Após o período de TDH de 11 dias, o efluente foi lançado a 2º caixa com *Pistia stratiotes* e o resultado na remoção de DBO₅, DQO foram de 22% e 4%, já o N-amoniaco houve um aumento na sua concentração de 48%. Posteriormente, o efluente foi lançado na 3º caixa com *Eichhornia crassipes* e a eficiência de DBO₅, DQO e N-amoniaco alcançou 27%, 46% e 96%, respectivamente.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O lixiviado usado no presente estudo provém do Aterro Sanitário de Curitiba, PR, Brasil. Este estudo ocorreu, em dois bioensaios simultaneamente, no período de dez/2010 a jul/2011, desenvolvido em Casa de Vegetação. No Bioensaio 1, avaliou-se a tolerância das macrófitas flutuantes frente ao lixiviado. No Bioensaio 2, foi construído um sistema piloto com o objetivo de simular, em escala experimental, as *Wetlands* naturais utilizadas no aterro analisando a eficiência de tratamento.

3.1 O ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

O Aterro Sanitário de Curitiba, Paraná, Brasil, operou de 1989 a 2010. Sua localização geográfica aproximada é 25°37'14" S de latitude e 49°20'18" W de longitude. A área ocupada pelo aterro pertence à Área de Proteção Ambiental (APA) do Iguaçu, uma vez que se localiza em região de manancial do Rio Iguaçu (IPPUC, 2010).

O clima regional, segundo a classificação de Koppen, é do tipo Cfb – subtropical úmido mesotérmico, com verões frescos, geadas frequentes, sem estação seca definida, com médias anuais de temperatura do mês mais quente inferior a 22°C e do mês mais frio inferior a 18°C. A precipitação média anual é de 1400 mm (MAACK, 1981).

O aterro está localizado ao Sul do Município, no bairro Caximba, distante a 23 km da capital. Ele foi planejado para uma vida útil de dez anos, no intuito de atender os municípios de Curitiba, São José dos Pinhais e Almirante Tamandaré (MORAIS, 2005).

Em virtude da implantação do sistema de coleta seletiva, expansão demográfica e necessidade de controlar a geração dos resíduos em Curitiba, o aterro teve sua vida útil prolongada duas vezes, o qual permitiu que outros dezessete municípios continuassem a depositar seus resíduos sólidos urbanos,

como: Almirante Tamandaré, Araucária, Bocaiúva do Sul, Campo Largo, Campo Magro, Campina Grande do Sul, Contenda, Colombo, Curitiba, Fazenda Rio Grande, Itaperuçu, Mandirituba, Pinhais, Piraquara, Quatro Barras, Quitandinha e São José dos Pinhais (MORAIS, 2005; CORTES *et al.*, 2007; TOZETTO, 2008).

Ao longo de vinte e um anos, o Aterro Sanitário de Curitiba passou por três ampliações (fases): Fase I, Fase II e Fase III, gerando lixiviado velho e novo. O lixiviado velho é proveniente da célula da Fase I, a mais antiga e o novo ocorre nas Fases II e III. As fases refletem diferentes períodos e possuem relevante importância na geração do lixiviado

O Quadro 3.1 apresenta as principais características das fases do Aterro Sanitário de Curitiba durante sua operação.

FASE / LIXIVIADO	CARACTERÍSTICAS
Fase I / velho	Ocupa uma área de 237000 m ² , com preenchimento entre 1989 e 2002, foi encerrado e coberto com grama há 7 anos.
Fase II / novo	Ocupa uma área de 32540 m ² , com preenchimento entre 2002 e 2004, foi encerrado há 5 anos.
Fase III / novo	Operação iniciada em maio de 2004 para uma vida útil de 4 anos e 2 meses, ocupa uma área de 61000 m ² e foi encerrado em nov/ 2010.

QUADRO 3.1 – CARACTERÍSTICAS DAS FASES DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

FONTE: Adaptado Cortes *et al.* (2007)

A Figura 3.1 apresenta a localização do aterro no bairro Caximba com destaque às ampliações (fases) realizadas durante sua operação.

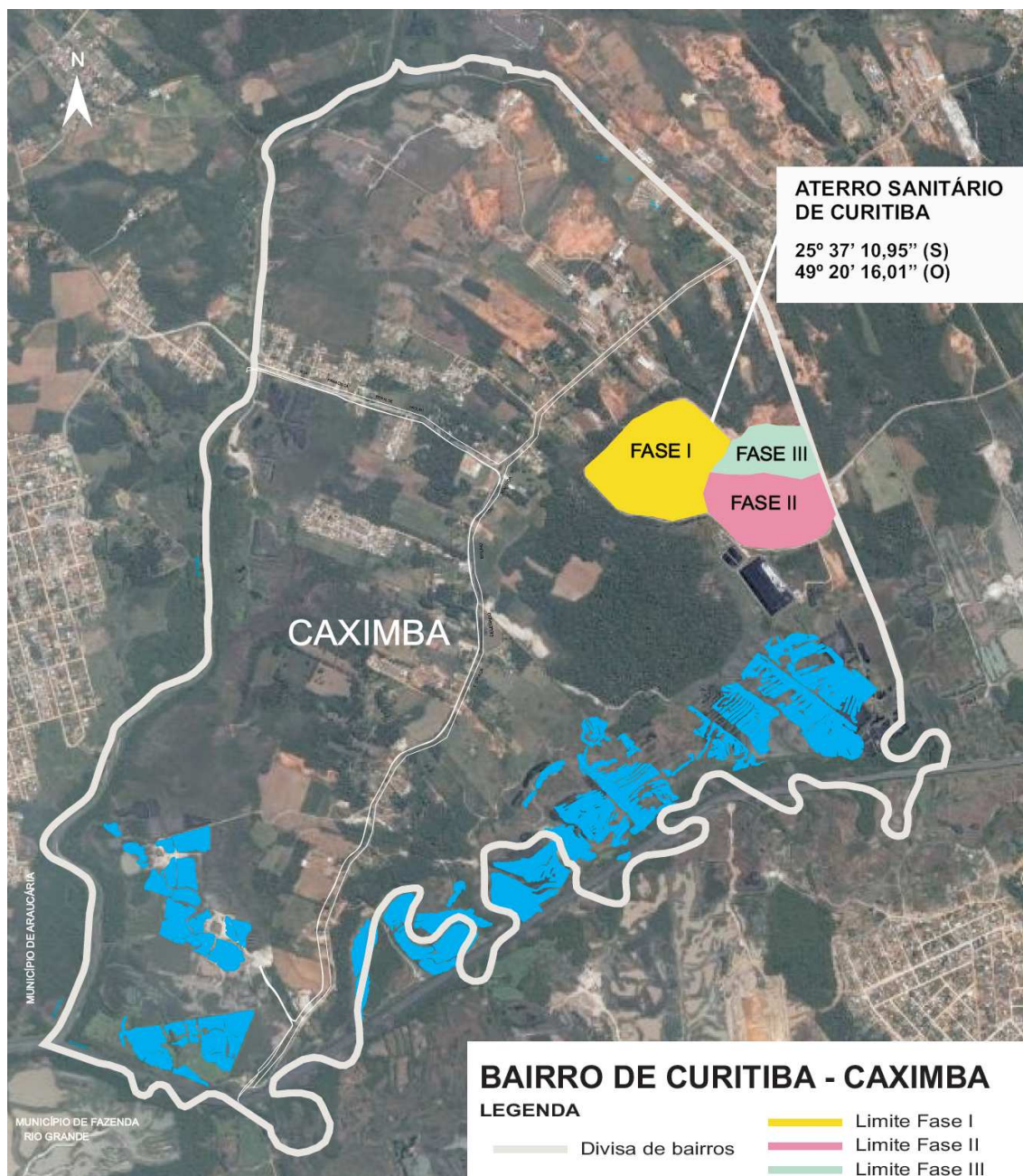


FIGURA 3.1 – LOCALIZAÇÃO DO ATERRO NO BAIRRO CAXIMBA COM ÁREA DESTAQUE DAS 3 FASES

FONTE: Adaptado Google Earth (2006); IPPUC (2005)

O processo de tratamento do lixiviado da FASE I compreende: tanque de equalização, tratamento físico-químico, três sistemas de lodo ativado e três decantadores. Já nas FASES II e III, abrangem tanque de equalização e duas lagoas aeradas. Após o tratamento, o lixiviado vai para uma lagoa facultativa, conforme apresentado na Figura 3.2.

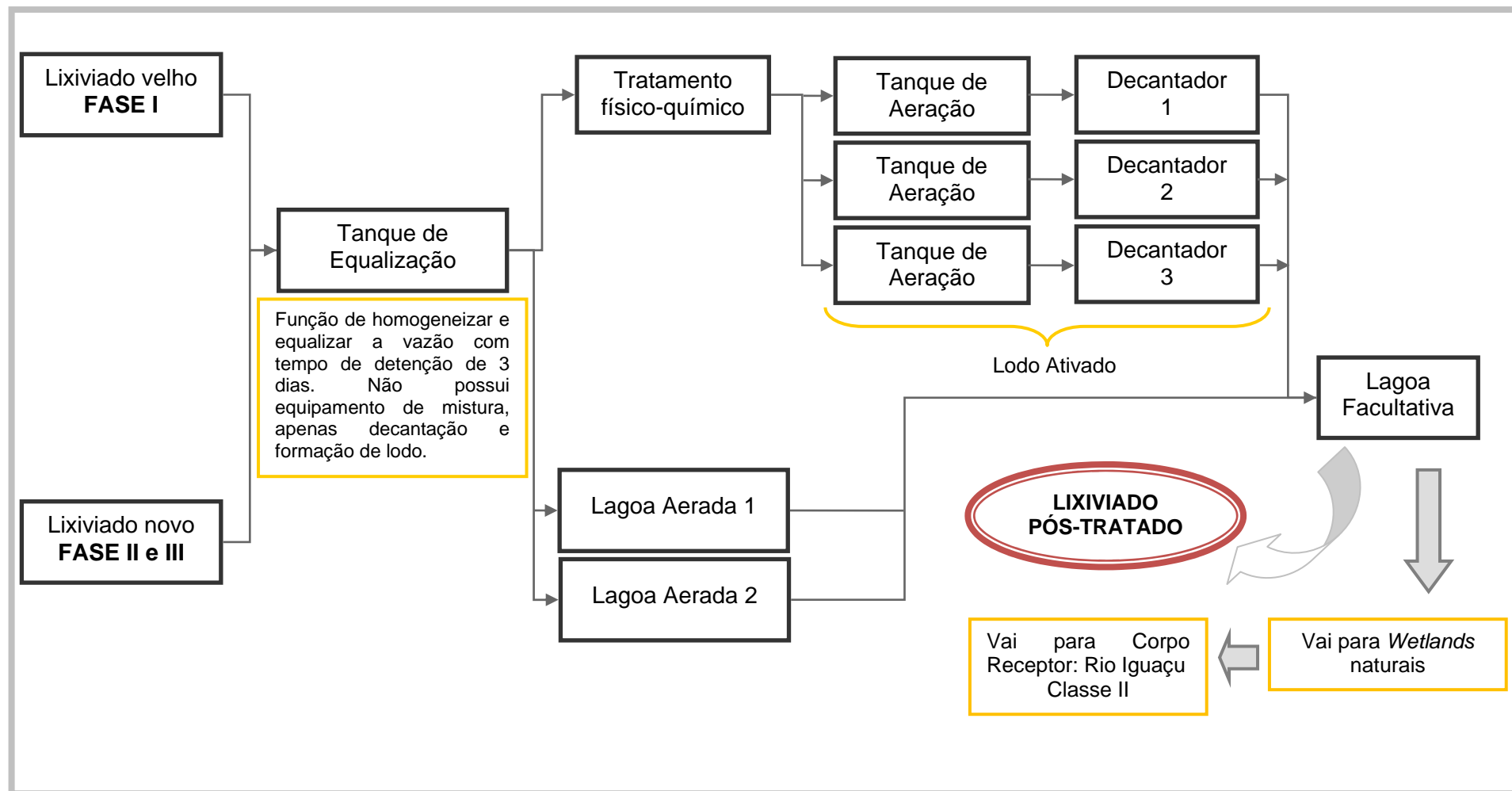


FIGURA 3.2 – FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE TRATAMENTO EXISTENTE NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

FONTE: Adaptado de Aisse (2000); Cortes *et al.* (2007); PMC (2011)

Após tratamento convencional o lixiviado segue para três *Wetlands* naturais, denominadas lagoas, existentes na área do aterro. Essas *Wetlands* foram adequadas, em função da descarga contínua do lixiviado, por meio da construção de diques e ilhas, para que o lixiviado permaneça cerca de 100 dias nas lagoas antes de ser lançado no corpo receptor, Rio Iguaçu.

As lagoas possuem áreas aproximadas de 30000 m² (lagoa 1), 49000 m² (lagoa 2) e 23000 m² (lagoa 3), conforme apresenta a Figura 3.3 com delimitação do bairro da Caximba, do Aterro Sanitário de Curitiba e as lagoas existentes.

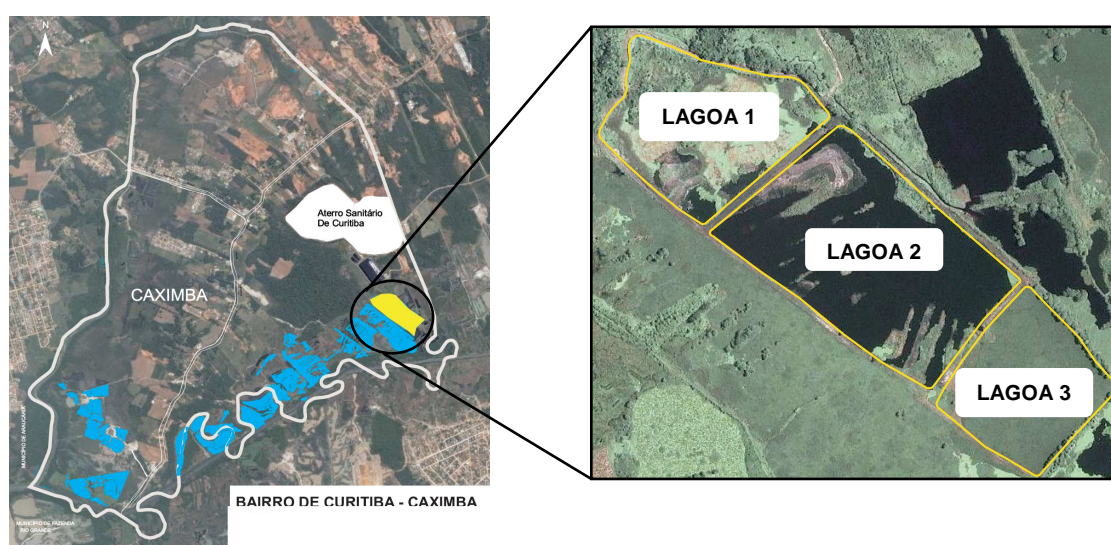


FIGURA 3.3 – DELIMITAÇÃO DO BAIRRO DA CAXIMBA, DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA E DAS LAGOAS EXISTENTES

A Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SUREHMA), Portaria nº 20/92, enquadra todos os cursos d'água da BACIA DO RIO IGUAÇU, de domínio do Estado do Paraná. Esta informa que os cursos d'água pertencem à CLASSE 2 exceto os situados no Parque Nacional do Iguaçu, são Classe 1 e os Rios Belém, Rio Barigui e Cambuí pertencem a Classe 3. O enquadramento utilizado na comparação foi a Classe 2, de acordo com a SUREHMA (1992).

A abordagem deste trabalho foi voltada ao tratamento de lixiviado do Aterro Sanitário de Curitiba, através de sistema piloto utilizando macrófitas emersas e flutuantes visando avaliar a eficiência no tratamento e o atendimento da Resolução do CONAMA nº 430/11 (Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes).

Para melhor entendimento o bioensaio foi dividido em dois momentos distintos. No primeiro foi avaliada a tolerância com as macrófitas flutuantes e no segundo a eficiência com a combinação das três espécies. A Figura 3.4 apresenta a sequência esquemática dos bioensaios 1 e 2.

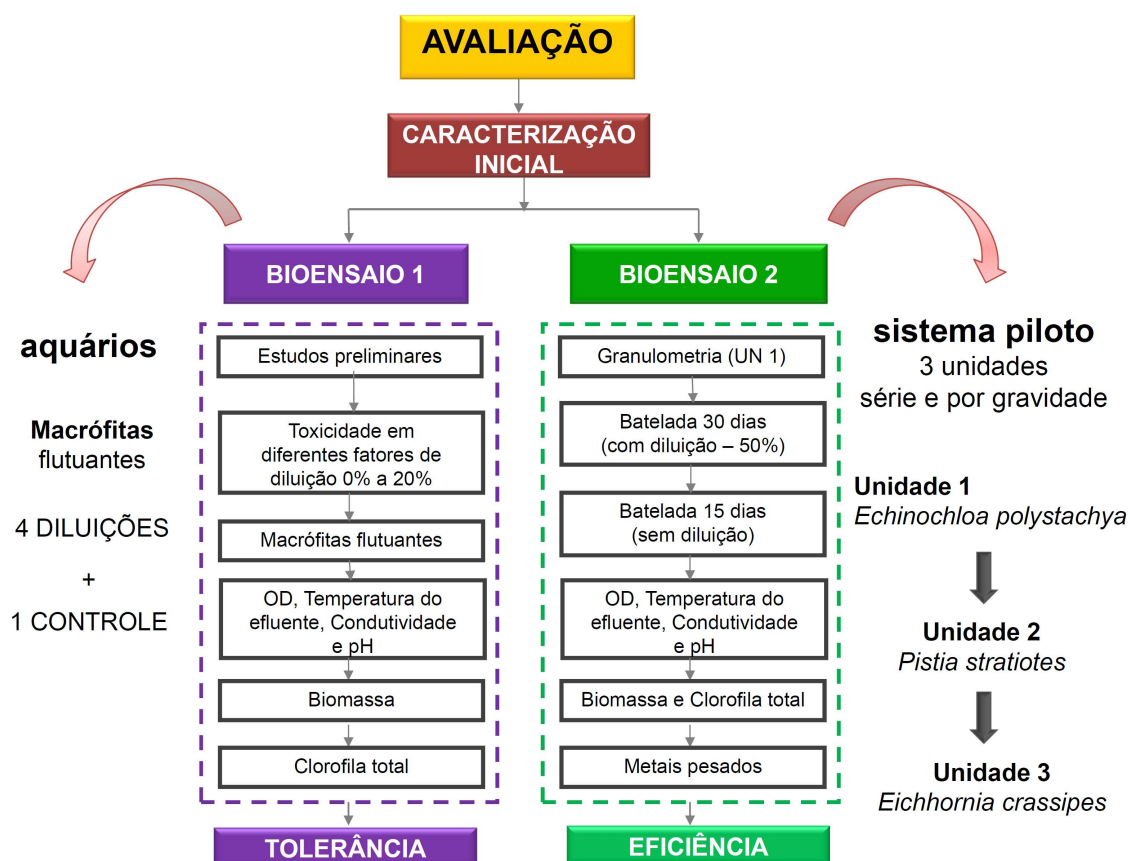


FIGURA 3.4 – SEQUENCIA ESQUEMÁTICA DOS BIOENSAIOS 1 E 2

3.1.1 Coleta do lixiviado no aterro

O lixiviado empregado neste estudo corresponde ao efluente da lagoa facultativa com localização geográfica de 25° 37' 27,94" S latitude e 49° 20' 11,94" W de longitude, conforme Figura 3.5 (A). O ponto exato de coleta Figura 3.5 (B) apresenta a calha parshall para regularização de vazão na entrada das *Wetlands naturais*.



FIGURA 3.5 – COLETA DO LIXIVIADO PÓS-TRATADO

3.2 SISTEMA DE TRATAMENTO PILOTO (BIOENSAIOS)

O projeto do sistema piloto foi constituído de duas unidades experimentais denominadas Bioensaio 1 (aquários de vidro) e o Bioensaio 2 sistema com 3 unidades (caixas d'água), este último em diferentes alturas e tamanhos.

3.2.1 Seleção das macrófitas

A seleção das macrófitas foi feita a partir dos dados obtidos pelo levantamento fitossociológico, realizado pela Doutoranda Karla Heloise Preussler da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) para compor sua tese. Esse levantamento permitiu a observação da presença de três macrófitas com maior cobertura nas áreas alagáveis naturais, localizadas na Lagoa 1: *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc (capim-cabeludo), *Pistia stratiotes* L. (alface-d'água), e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé), que juntas totalizam 95,14%. A Tabela 3.1 apresenta o resultado do levantamento fitossociológico obtido conforme o método de Braun-Blanquet (1979).

TABELA 3.1 – LEVANTAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO DA LAGOA 1 DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

ESPÉCIES	FA (%)	FR (%)	AC (m ²)	VC (%)	CR (%)
<i>Echinochloa polystachya</i>	40,00	23,05	0,09	0,16	17,17
<i>Pistia stratiotes</i>	51,67	29,78	0,17	0,28	31,54
<i>Eichhornia crassipes</i>	61,67	35,54	0,25	0,42	45,90

*FA frequência absoluta; FR frequência relativa; *AC área coberta pela espécie

*VC – valor de cobertura da espécie na parcela; *CR valor de cobertura relativa da espécie

FONTE: Preussler (2011)

As três espécies presentes na área alagável (Lagoa 1) desenvolvem-se naturalmente de acordo com seu ciclo de vida, demonstrando pequenas variações no que se refere ao índice de cobertura, conforme Tabela 3.1.

Por esta razão, estas espécies foram escolhidas como objeto de estudo por apresentarem maior cobertura relativa na Lagoa 1.

3.2.2 Coleta das macrófitas

Plantas jovens das três macrófitas foram coletadas em área alagada do entorno do aterro, livre de contaminação, mas especificamente da lagoa 1, antes do lançamento do lixiviado.

De *Echinochloa polystachya*, espécie emergente, foram coletados 20 estacas de, aproximadamente, 66 cm de altura (folha e caule) e 98 cm de raiz.

Das espécies flutuantes *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, foram coletadas 10 plantas de cada com, aproximadamente, 4,5 cm de diâmetro, 6,6 cm de raiz e 9 folhas para *P. stratiotes*; 25,7 cm de raiz e 6 folhas para o *E. crassipes*.

A Figura 3.6 (A, B e C) apresenta as espécies de macrófitas utilizadas nos bioensaios.



FIGURA 3.6 – ESPÉCIES DE MACRÓFITAS UTILIZADAS NOS BIOENSAIOS

A- *Echinochloa polystachya* (capim-cabeludo); **B-** *Pistia stratiotes* (alface-d'água); **C-** *Eichhornia crassipes* (aguapé).

3.2.3 Estabelecimento dos experimentos

Os experimentos foram conduzidos em Casa de Vegetação localizada na Universidade Positivo (UP), com localização geográfica aproximada de 25°27'02,17" S de latitude e 49°21'29,47" W de longitude. A Figura 3.7 (A e B) demonstram a Casa de Vegetação e sua estrutura.



FIGURA 3.7 – CASA DE VEGETAÇÃO NA UNIVERSIDADE POSITIVO.
A – VISTA AÉREA; B – ASPECTO ESTRUTURAL

FONTE: Adaptado Google Earth (2010)

A casa de vegetação é constituída por estrutura metálica, revestida com lona plástica transparente, piso paver vermelho e com área aproximada de 60 m². Para mensuração da temperatura há um termômetro de mercúrio no seu interior. Vários projetos de pesquisa são desenvolvidos paralelamente nesse

espaço, dessa forma, o estabelecimento, a manutenção e o acompanhamento dos experimentos são de responsabilidade dos envolvidos nas pesquisas.

3.2.4 Estudos preliminares para determinação do fator de diluição (FD)

Para a determinação do fator de diluição ideal o estudo da tolerância com macrófitas ocorreu em dois momentos. Primeiramente, durante 5 dias de experimentação, foi realizada a análise da tolerância para ambas as macrófitas flutuantes com 20 plantas de cada, com fator de diluição $FD=1$ (50% de diluição) (10 L de lixiviado + 10 L água da torneira) totalizando 20 litros em cada aquário.

Em outra tentativa foram determinadas novas diluições: controle (água destilada) (0%); $FD=3$ (25%); $FD=1$ (50%); $FD=0,33$ (75%); (100%) de lixiviado, apenas para a macrófita *Pistia stratiotes*. Estas diluições foram pré-definidas no intuito de identificar o comportamento da espécie frente aos contaminantes. No controle foi utilizada apenas água destilada, por não possuir nutrientes e nem sais minerais. O experimento ocorreu em triplicata, com 10 plantas em cada aquário, totalizando 30 plantas. Durante 11 dias, período de experimentação, foram monitorados as seguintes variáveis (pH, OD e Condutividade), apenas OD foi monitorado em 7 dias.

3.2.5 Bioensaio 1: Avaliação da tolerância das macrófitas frente ao lixiviado em aquários

Com 5 tratamentos as unidades experimentais foram constituídas por três aquários de vidro, totalizando 15 aquários, com dimensão (0,243 x 0,394 x 0,494 m) e volume útil de 47,29 L cada, foram distribuídas paralelamente. Os aquários foram ainda, envoltos com papel alumínio com o objetivo de impedir a incidência de luminosidade e sua interferência sobre o lixiviado. A Figura 3.8

apresenta o esquema de distribuição dos aquários para o estabelecimento do experimento.

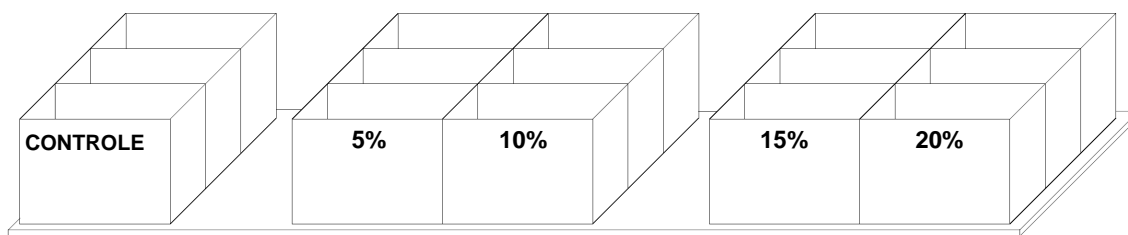


FIGURA 3.8 – ESQUEMA DE DISTRIBUIÇÃO DO BIOENSAIO 1 (AQUÁRIOS)

Nessa etapa a tolerância das macrófitas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* foi avaliada em diluição seriada de lixiviado. Os tratamentos foram estabelecidos conforme resultado dos estudos preliminares.

Os fatores de diluição (FD) utilizados foram: controle (água destilada), FD=19 (5%), FD=9 (10%), FD=5,6 (15%) e FD=4 (20%). As seguintes relações de água destilada/lixiviado: Controle 20:0; (5%) 19:1; (10%) 18:2; (15%) 17:3 e (20%) 16:4 foram utilizadas, com volume final de 20 L em cada aquário de efluente. As macrófitas coletadas na área do aterro foram lavadas com água destilada.

Outros dois experimentos, em triplicata, foram realizados com as macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* passando por duas fases distintas de experimentação.

A experimentação ocorreu no período de 30 dias para cada macrófita. Foram coletadas 6 plantas de *Eichhornia crassipes* e 10 plantas de *Pistia stratiotes* para cada aquário, totalizando 90 e 150 plantas, respectivamente. Esta alteração foi necessária devido ao tamanho do aguapé e principalmente para acomodação nos aquários, além de favorecer o desenvolvimento das plantas.

Com a finalidade de avaliar a concentração de entrada do lixiviado (DQO, DBO₅, NT e P) nos bioensaios, as análises físico-químicas foram realizadas de acordo com a metodologia do *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998), no Laboratório de Engenharia Ambiental Prof. Francisco Borsari Neto (LABEAM), do Departamento de Hidráulica e Saneamento, da Universidade Federal do

Paraná (UFPR).

A quantificação das plantas no término de cada ensaio permitiu mensurar a sobrevivência e avaliar seu desenvolvimento. A biomassa realizada no início e no final de cada experimentação foi pesada em balança analítica (modelo BG 2000 da Quimis). A análise da clorofila, realizada apenas para *Pistia stratiotes*, teve leitura de absorbância no espectrofotômetro (UV - Visible Shimadzu, modelo UV 1601). Além destas análises, durante 14 dias, foram monitoradas as seguintes variáveis: pH (pHmetro: modelo Q-400H da Quimis), OD (oxímetro: modelo YSI Model 55 Handheld), Condutividade e Temperatura do efluente (condutivímetro: modelo Hadylab LF11/SET da Schott Gerate), para ambos os experimentos.

A Figura 3.9 apresenta a estratégia geral empregada no desenvolvimento deste experimento.

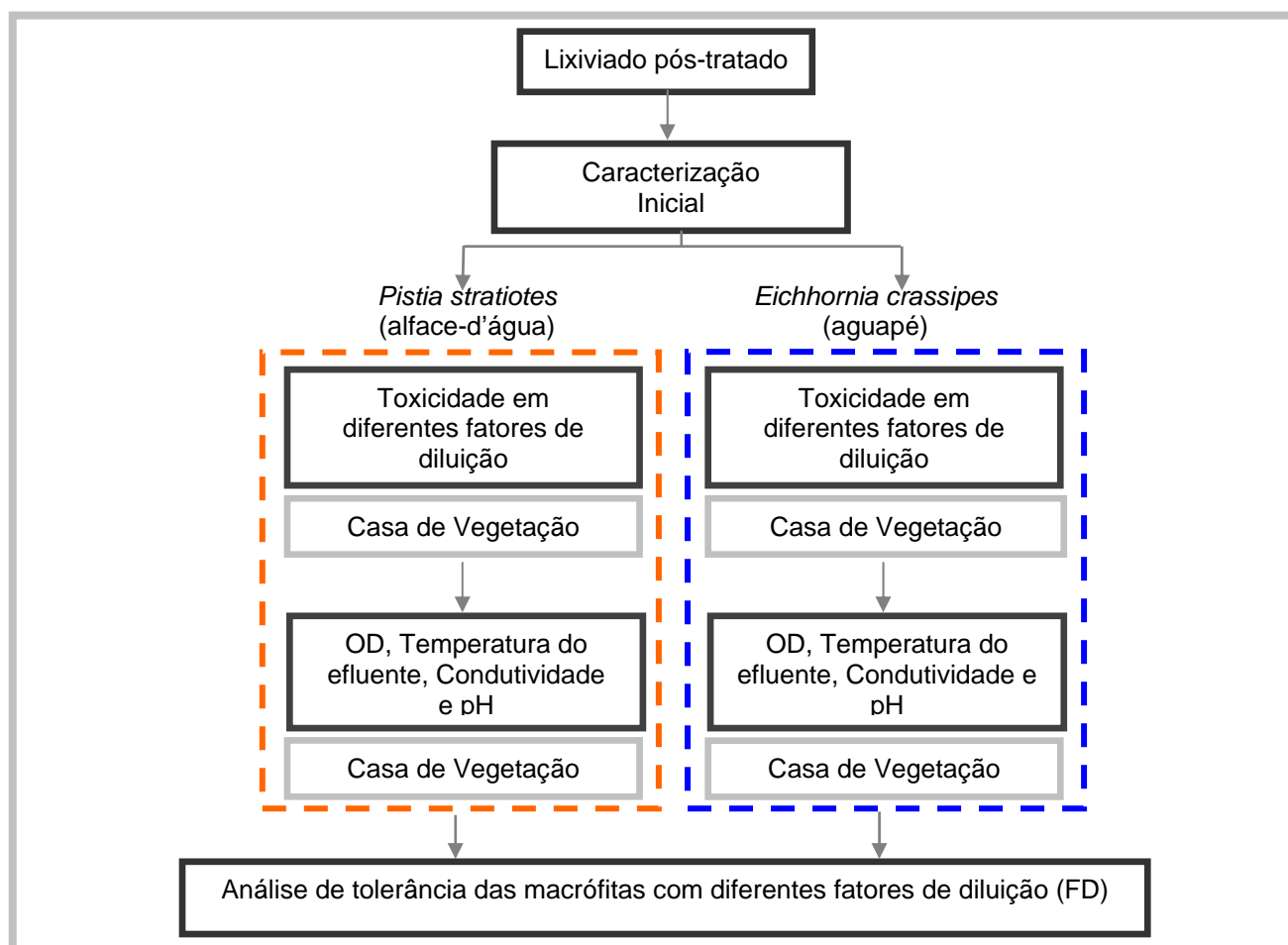


FIGURA 3.9 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL DO BIOENSAIO 1

3.2.6 Bioensaio 2: Eficiência das macrófitas frente ao lixiviado sistema piloto

O bioensaio 2 envolveu um conjunto de três unidades (caixas d'água) de fibrocimento existentes na casa de vegetação, constituindo o sistema piloto. O principal objetivo deste sistema foi representar em escala piloto as *Wetlands* naturais existentes no Aterro Sanitário de Curitiba. O sistema compreendeu três unidades, sendo a primeira caixa d'água de 500 L e as outras duas unidades de 250 L, distribuídas em série. A análise granulométrica permitiu identificar cinco camadas no sistema: na 1ª camada solo coletado no aterro sanitário, na 2ª areia fina, na 3ª brita nº 1, na 4ª pedrisco e por último, brita nº 1. A Figura 3.10 apresenta o percentual de material carreado no sistema piloto das 1ª e 2ª camadas.

% MATERIAL CARREADO		
4*	1º Solo Aterro	-
4	2º Areia Fina	
10	3º Brita nº 1	1,3**
10	4º Pedrisco	0,8
10	5º Brita nº 1	1,3

Nota: * altura das camadas na unidade 1, valores em cm; ** valores em %

FIGURA 3.10 – CAMADAS DO SISTEMA PILOTO E PERCENTUAL DE MATERIAL CARREADO DAS 1ª E 2ª CAMADAS

Esta configuração de camadas no bioensaio 2, assemelha-se a utilizada em Ferreira e Paulo (2009), que avaliaram a eficiência de wetlands construídos de fluxo vertical no tratamento de água cinza, para uma residência com nove pessoas. Os autores utilizaram uma caixa d'água de 2000 L, sendo preenchido por camadas (do fundo até o topo) de brita nº. 0 (20 cm), pedrisco (10 cm),

areia grossa (60 cm), pedrisco novamente (5 cm).

Observou-se possível mobilidade dos materiais de menor diâmetro, na 1º e 2º camadas, cerca de 3,4%, em direção as camadas inferiores (3º a 5º camada). Isto pode ter ocorrido devido à própria acomodação do sistema, o crescimento das raízes ou pela percolação do lixiviado.

O sistema piloto foi operado em batelada com dois tempos de permanência diferentes: 30 dias (diluição 50%), sendo 60 L de lixiviado pós-tratado e 60 L de água de torneira e 15 dias (sem diluição) com 120 L de lixiviado pós-tratado.

No sistema 1 foram colocadas cinco camadas entre solo, areia, pedrisco e pedra brita com diferentes granulometrias. A pedra brita de 3,0 cm de altura, de maior granulometria, posteriormente, foi colocado o pedrisco até atingir altura de 10 cm; na sequência, outra camada de brita com 10 cm; uma camada de areia de 4 cm e por último o solo do aterro sanitário com 4 cm, totalizando 31,0 cm de altura. Para evitar o entupimento, foi colocada dentro da primeira caixa, tubulação de entrada, uma membrana de geotêxtil e uma rede de nylon.

Ainda neste sistema 20 estacas de *Echinochloa polystachya* foram plantadas de forma uniforme, procurando manter uma boa distribuição na superfície do sistema. Sua aclimação ocorreu antes da operação, com 8 L de água da torneira e 8 L de lixiviado pós-tratado. Durante os 6 meses, período de experimentação, não houve prática de manejo como poda ou limpeza das plantas. A Figura 3.11 apresenta um esquema que demonstra a estrutura do sistema piloto.

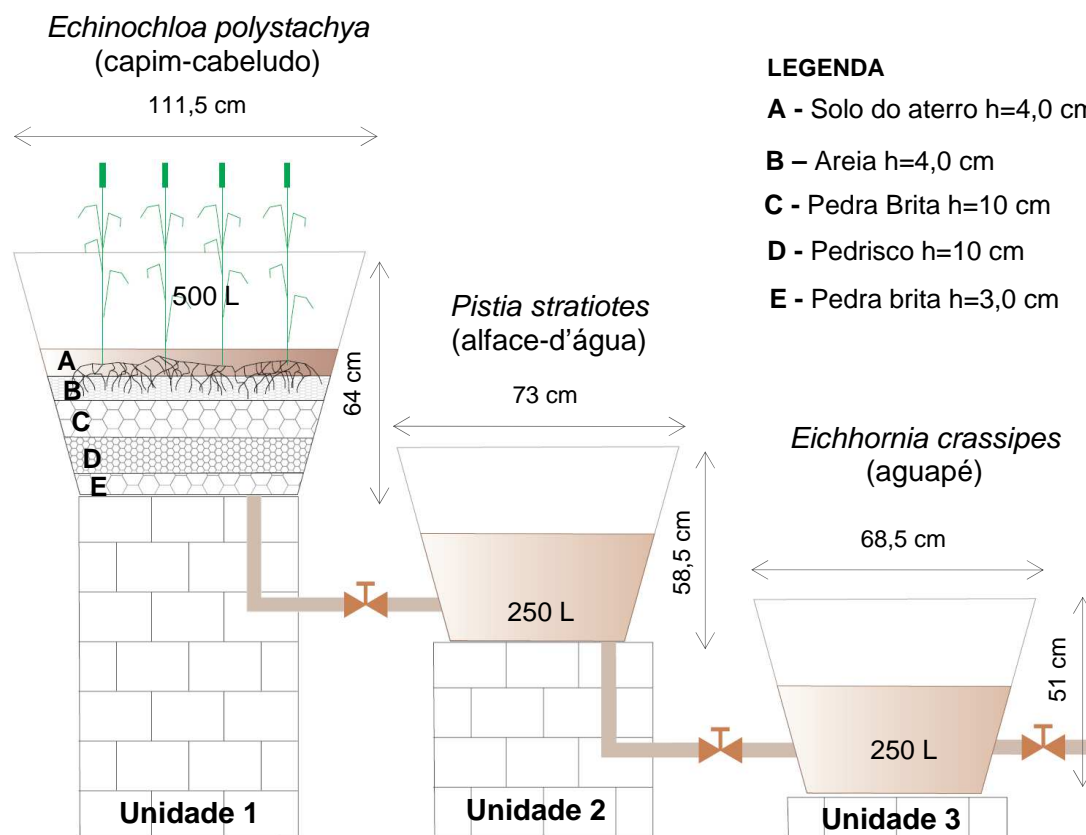


FIGURA 3.11 – ESQUEMA DE DISTRIBUIÇÃO DO SISTEMA PILOTO COM AS RESPECTIVAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS

A operação do sistema foi feita por batelada. Inicialmente a experimentação ocorreu no período de 30 dias para cada sistema, com análises físico-químicas no 15º e 30º dias, com diluição de 50% do lixiviado pós-tratado. Posteriormente, foi empregado o lixiviado sem diluição, com coleta dos parâmetros no 15º dia.

As análises físico-químicas ocorreram em cada nova entrada na unidade 1 além de pontos específicos definidos no procedimento experimental. A análise de clorofila, realizada na *Echinochloa polystachya*, seguiu os mesmos procedimentos experimentais especificados no item 3.3.3 (determinação da análise da clorofila). A avaliação da biomassa (inicial e final), foi realizada em todos os sistemas.

A quantificação da sobrevivência nas unidades foi realizada no início e final de cada batelada. Além destas análises, durante 13 dias foram monitoradas as seguintes variáveis: pH, OD, Condutividade e Temperatura do efluente. A Figura 3.12 apresenta a representação dos procedimentos experimentais empregadas no bioensaio 2.

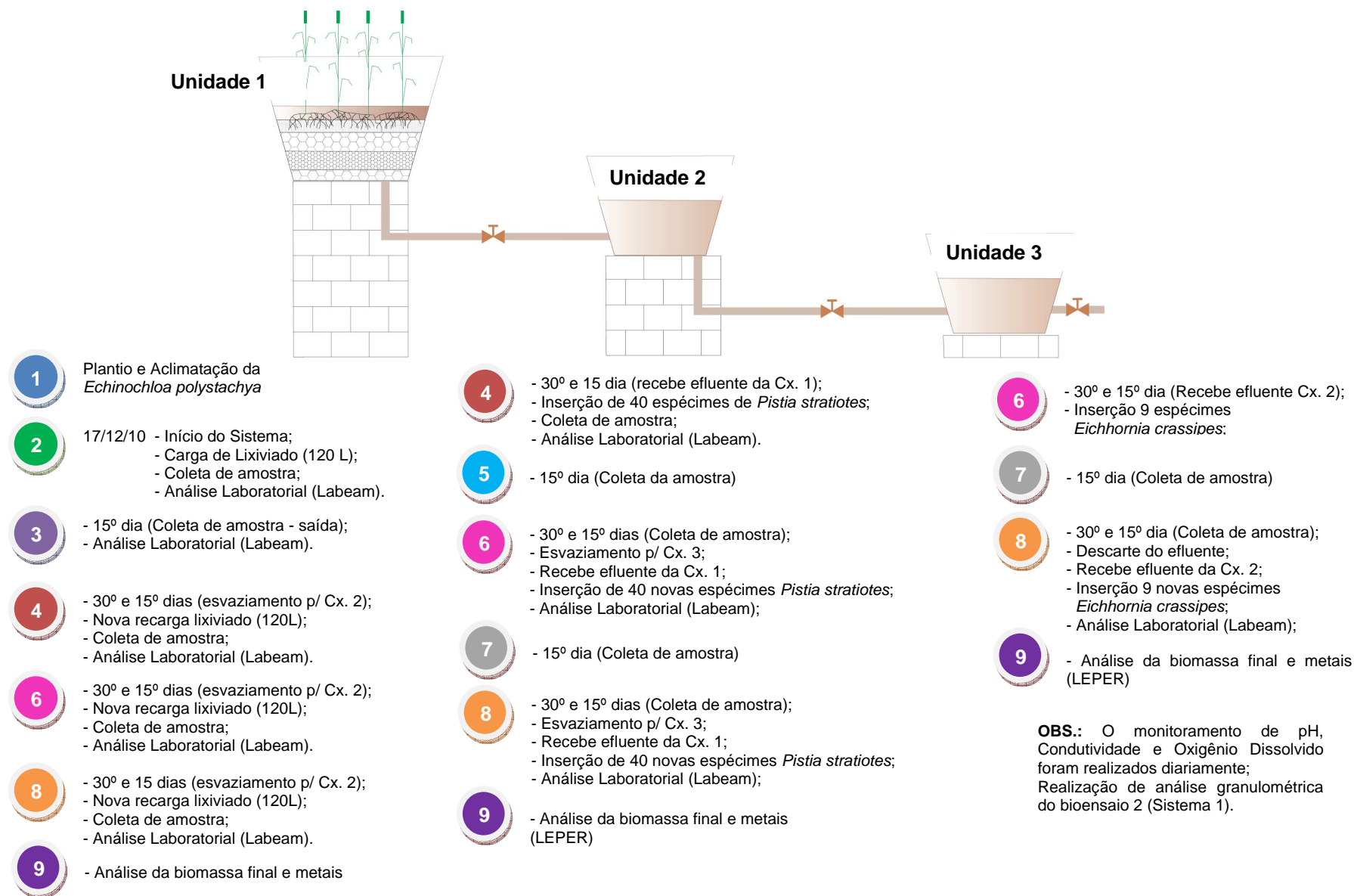


FIGURA 3.12 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL DO SISTEMA PILOTO

3.2.6.1. Análise Granulométrica do Solo no Sistema Piloto

O ensaio de análise granulométrica do solo foi realizado de acordo com ABNT NBR 6508/84. A distribuição granulométrica (materiais granulares, areias e pedregulhos) foi obtida através do peneiramento de cada amostra. Já a fração fina (silte e argila) como ficou inferior a 20% de umidade não é necessária à realização de análise granulométrica.

A utilização de uma série de peneiras determinou a percentagem em peso retido ou passante em cada uma. Este processo dividiu em peneiramento grosso (partículas maiores que 2 mm - #10) e peneiramento fino (partículas menores que 2 mm).

O objetivo desta análise foi identificar as camadas dentro do sistema piloto, para verificação do crescimento da raiz e desenvolvimento da *Echinochloa polystachya*.

3.2.7 Procedimentos de Coleta do Lixiviado

Para as coletas de lixiviado no aterro foram utilizados bombonas plásticas com 30 L de capacidade. O volume de coleta para análises físico-químicas foi de 2 L para cada ponto, sendo 1 L acidificado com ácido sulfúrico (H_2SO_4). As amostras foram acondicionadas em bolsa térmica e, posteriormente, refrigeradas em 4°C.

3.2.8 Análise dos Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos do Lixiviado

As análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foram realizadas no LABEAM de acordo com os procedimentos especificados no *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Todos os ensaios foram realizados em triplicata e as análises descritas têm como principal objetivo monitorar e identificar a eficiência no tratamento de lixiviado. A Tabela 3.2 apresenta a relação dos parâmetros físico-químicos e a frequência de análises durante o monitoramento dos bioensaios.

TABELA 3.2 – RELAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS, BIOLÓGICOS E FREQUÊNCIA DE ANÁLISES DOS BIOENSAIOS 1 E 2

PARÂMETROS	MÉTODO	REFERÊNCIA	BIOENSAIO 1	BIOENSAIO 2
Oxigênio dissolvido*	Potenciométrico	Indicado no decorrer do texto	Diariamente	Diariamente
pH	Potenciométrico			
Temperatura do efluente	Potenciométrico			
Condutividade elétrica	Potenciométrico			
COT	Oxidação Catalítica	Manual Shimadzu (2010)	Recarga do Bioensaio 2	Frequência da Coleta de Amostra, conforme apresentado no procedimento experimental do Bioensaio 2
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅) **	Método Winler modificado pela azida sódica	5210 A, pg. 5 (2 a 7)		
Demanda Química de Oxigênio (DQO)**	Colorimétrico	5220 B, pg. 5 (15 e 16)		
Nitrogênio Amoniacal	1*	4500 NH ₃ pg. 4 (103)		
Nitrito	Espectrofotometria	4500 NO ₂ pg. 4 (112)		
Nitrato	Espectrofotometria	4500 NO ₃ pg. 4 (114)		
Nitrogênio Total	Espectrofotometria	4500 NH ₃ C pg. 4 (105)		
Fósforo total	Digestão ácida (colorimétrico)	4500 P C pg. 4 (144)		
Sólidos totais	Gravimétrico	2540 B pg. 2 (55)		
Sólidos totais fixos	Gravimétrico	2540 G pg. 2 (59)		
Sólidos totais voláteis	Gravimétrico			
Sólidos suspensos Totais	Gravimétrico			
Sólidos suspensos Fixos	Gravimétrico	2540 D pg. 2 (57)		
Sólidos suspensos Voláteis	Gravimétrico			
Metais (efluente)* Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cádmio (Cd), Cobalto (Co), Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr) e Chumbo (Pb)	Espectrofotometria	LEPER*** Standard Methods	-	Final do experimento
Metais (macrófitas)* Zinco (Zn), Cádmio (Cd), Cobalto (Co), Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr) e Chumbo (Pb)	Espectrofotometria	Radwan e Salama	-	Final do experimento

1* - modificação método de Berthelot (WEATHERBURN, 1967); * todas as unidades em mg.L⁻¹, exceto pH (adimensional), temperatura (°C), condutividade (mS.cm⁻¹) e metais nas macrófitas (mg/kg massa seca); ** Análises DBO₅ e DQO foram realizadas em Laboratório Externo no CEPPA (CEPPA, 2011); *** O método de “ataque” para análises de metais no efluente é o utilizado no Laboratório de Ensino e Pesquisa em Resíduos (LEPER), da UTFPR, com ácido nítrico e peróxido de hidrogênio.

3.2.9 Determinação da concentração de clorofila

A determinação da concentração de clorofila foi realizada após período experimental das plantas no bioensaio 1, para *Pistia stratiotes* e no Bioensaio 2 para *Echinochloa polystachya*. Para tanto, foi empregada a técnica de Barnes *et al.* (1992), em que 28 mg de folhas frescas foram extraídas em 5 mL de dimetilsulfóxido em tubos de ensaio, que foram protegidos da luz com papel alumínio e levados ao banho-maria a 65°C até extração completa do pigmento, com tempo aproximado de 6 horas. As leituras das absorbâncias foram realizadas em espectrofotômetro (UV - Visible Shimadzu, modelo UV 1601) nos comprimentos de onda 648 nm (Clorofila *b*) e 665 nm (Clorofila *a*). Os valores de absorbância foram aplicados nas Equações 6, 7 e 8.

$$\text{Clorofila } a: 14,85 \times A_{665} - 5,14 \times A_{648} \quad (6)$$

$$\text{Clorofila } b: 25,48 \times A_{648} - 7,36 \times A_{665} \quad (7)$$

$$\text{Clorofila Total}_{(a+b)}: 7,49 \times A_{665} + 20,34 \times A_{648} \quad (8)$$

Os valores calculados de Clorofila total, em seguida, são multiplicados pelo volume do solvente utilizando (5 mL) e divididos pelo peso de folha por tubo de ensaio (28 mg), assim obtêm a concentração de cada pigmento por unidade de peso foliar em $\mu\text{g} \cdot \text{mg}^{-1}$.

A clorofila foi utilizada para verificar a capacidade de realização da fotossíntese. A planta reduz sua capacidade fotossintética para manter o equilíbrio no sistema.

3.2.10 Biomassa das Macrófitas

As plantas de *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, 30 plantas de cada, foram selecionados de acordo com o item coletas das macrófitas para obtenção da biomassa fresca inicial.

Posteriormente, as plantas foram levadas para secar na estufa com temperatura de 60°C e pesadas após atingirem peso constante. Os dados foram apresentados em grama (g) após cálculo da média.

3.2.11 Análise dos elementos-traço (Metal Pesado)

Os elementos-traço podem contribuir para a toxicidade do lixiviado e o ataque com ácido nítrico foi realizado no Laboratório de Ensino e Pesquisa em Resíduos (LEPER), na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Os metais Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cádmio (Cd), Cobalto (Co), Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr) e Chumbo (Pb) foram avaliados no lixiviado bruto, pré-tratamento e nas macrófitas (raiz e folha) do sistema piloto.

3.2.11.1 Lixiviado bruto e pós-tratamento com macrófitas

A metodologia utilizada no tratamento das amostras líquidas foi pelo método de ataque com (ácido nítrico – HNO_3). É um ácido oxidante que age aumentando o estado dos solutos, para iniciar a degradação da matéria orgânica e deixar solúveis os metais. Foram realizadas em triplicata, e utilizou-se 100 mL da amostra e 1 mL de HNO_3 em erlemeyers de 125 mL e chapa quente, com o aumento gradual de temperatura até atingir 100 °C. Após atingir volume aproximado de 5 mL, foram adicionados 5 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) para oxidação completa da matéria orgânica gerando apenas dióxido de carbono (CO_2) e água. Em seguida, as amostras foram diluídas com água Mili-Q em balão de 10 mL. Todos os metais foram determinados em fase dissolvida por espectrometria de absorção atômica no LEPER.

3.2.11.2 Macrófitas (biomassa seca)

A abertura das amostras foi realizada conforme metodologia de Radwan e Salama (2006). As macrófitas foram secas em estufa (70 – 80°C) até peso constante, posteriormente, trituradas em cadinho de porcelana e peneiradas. Todas ocorreram com 3 espécimes diferentes (amostras de plantas), exceto para a *Pistia stratiotes* (raiz final) que não houve material suficiente e permaneceu como uma amostra única. Estas amostras foram retiradas do sistema piloto (Bioensaio 2) para a leitura da identificação e quantificação dos metais.

Foram inseridos 0,5 g da amostra seca e peneirada em tubos de ensaio de vidro com volume de 50 mL e adicionados 5 mL de ácido nítrico (HNO_3), em processo também conhecido como digestão por via úmida, convertendo a amostra à basicamente dióxido de carbono (CO_2) e água. O material permaneceu em repouso a temperatura ambiente por 12 horas. Posteriormente, foi inserido mais 5 mL de HNO_3 nos tubos de ensaios e colocados em placa aquecedora (80 – 100°C) por cerca de 32 horas, até a completa decomposição das amostras.

Ao final do aquecimento, foram adicionados 5 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) para clarificar e decompor a matéria orgânica. Em seguida, as amostras foram diluídas com água Mili-Q em balão de 25 mL e analisada no espectrofotômetro de absorção atômica.

3.3 CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO

A eficiência de tratamento do lixiviado avaliada em termos de DBO_5 , DQO, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo, sólidos, entre outros parâmetros estudados, foi calculada de acordo com metodologia proposta por Kadlec e Knight (1996). Eles desenvolveram uma relação para mensurar a percentagem de massa de poluente removida $M_r(\%)$ em áreas alagáveis naturais e construídas, conforme a Equação 9.

$$M_{r(\%)} = \frac{100(m_1 - m_2)}{m_1} \quad (9)$$

Em que:

- m_1 massa do poluente da amostra na entrada da área alagável natural
- m_2 massa do poluente da amostra na saída da área alagável natural

A eficiência do tratamento do lixiviado utilizado no Bioensaio 2 foi calculada de acordo com as entradas e saídas do sistema apresentado na Figura 3.10, isto é, entrada na unidade 1 com *Echinochloa polystachya*; a unidade 2 com *Pistia stratiotes* e a unidade 3, com *Eichhornia crassipes*.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para facilitar a compreensão dos resultados obtidos no presente estudo, as informações serão apresentadas e organizadas de acordo com a metodologia: caracterização do lixiviado do Aterro Sanitário de Curitiba; numa segunda fase segue as informações dos estudos preliminares; posteriormente os resultados do monitoramento do Bioensaio 1 (tolerância das macrófitas); depois seguem as informações sobre os resultados do monitoramento do Bioensaio 2 (eficiência das macrófitas no pós-tratamento); e por último as formas de manejo das macrófitas.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO PÓS-TRATADO DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA EMPREGADO NO ESTUDO

Os resultados referentes à composição físico-química do lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Curitiba estão apresentados na Tabela 4.1.

TABELA 4.1 – COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA PÓS-TRATAMENTO

PARÂMETROS	FASES II e III*	SAÍDA DA LAGOA FACULTATIVA						CONAMA 430/11
	SET/2010*	18/12/10	18/01/11	15/02/11	22/03/11	06/04/11	19/04/11	
pH	8,3	8,2	8,3	8,1	8,3	8,3	8,8	5 a 9
DQO	9369	1138	641	1815	2207	1862	2024	-
DBO ₅	-	542	60	57	303	372	148	-
Razão DQO/DBO ₅	-	2,1	10,7	31,8	7,3	5,0	13,7	-
Nitrogênio Amoniacal	1800	391	117	684	290	333	293	20,0
Nitrito	-	50	0,2	97	48	45	48	-
Nitrato	-	410	120	251	243	267	147	-
Nitrogênio Total	-	895	400	1932	1068	1128	1430	-
Fósforo total	3,2	< LD	< LD	67	< LD	< LD	< LD	-
COT**	-	226	159	160	547	417	493	-
ST	-	8477	7488	9134	8695	9640	8285	-
STF	-	6115	5173	4576	6600	6260	6305	-

continua

continuação

PARÂMETROS	FASES II e III*	SAÍDA DA LAGOA FACULTATIVA						CONAMA 430/11
	SET/2010*	18/12/10	18/01/11	15/02/11	22/03/11	06/04/11	19/04/11	
STV	-	2361	2315	4560	2095	3902	1980	-
SST	431	80	45	190	192	228	20	-
SSF	79	4	27	110	15	85	180	-
SSV	352	76	17	80	177	143	< LD	-
Zinco (Zn)	-	-	2,94	-	-	-	2,88	5,0
Níquel (Ni)	-	-	1,57	-	-	-	2,69	2,0
Cádmio (Cd)	-	-	< LD	-	-	-	< LD	0,2
Cobalto (Co)	-	-	0,87	-	-	-	0,65	-
Manganês (Mn)	-	-	11,56	-	-	-	9,55	1,0
Ferro (Fe)	-	-	14,88	-	-	-	16,36	15,0
Cromo (Cr)	-	-	5,95	-	-	-	11,82	1,1
Chumbo (Pb)	-	-	0,20	-	-	-	0,21	0,5

Nota: Todos os valores em mg.L^{-1} , com exceção do pH. * Análises do lixiviado do emissário central (fases II e III) do Aterro da Caximba, realizada por ROCHA (2011); ** COT – Carbono orgânico dissolvido; ** < LD – menor que o limite de detecção; ST – Sólidos Totais; STF – Sólidos Totais Fixos; STV – Sólidos Totais Voláteis; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSF – Sólidos Suspensos Fixos; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis. Razão DQO/DBO₅ < 2,5 – Facilmente Biodegradável (FB); 5,0 – 2,5 – Passível de biodegradação (B); > 5,0 – Recalcitrante (R).

O lixiviado do aterro sanitário sai da lagoa facultativa, que recebe lixiviado das fases I, II e III com uma eficiência média de 83% e 81% para DQO (1614 mg.L^{-1}) e nitrogênio amoniacal (351 mg.L^{-1}), respectivamente, quando comparou-se com os resultados obtidos por Rocha (2011). Essa autora relata que o lixiviado das Fases II e III corresponde ao emissário central, antes dos tratamentos existentes e possui elevada DQO e nitrogênio amoniacal com valores médios de 9369 mg.L^{-1} e 1800 mg.L^{-1} , respectivamente.

Vale ressaltar que o lixiviado em estudo já passou por um processo de tratamento físico-químico e biológico, o que pode favorecer a redução de diversos parâmetros. De acordo com Lay *et al.* (1997) valores superiores a 1500 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal reduzem gradativamente a atividade metanogênica devido a formação de gás amônia.

O Aterro Sanitário de Curitiba está na fase metanogênica de decomposição devido ao elevado pH e baixa DBO, fato este relacionado ao tempo de vida superior a 15 anos. Segundo Moraes (2005), o elevado valor de DQO torna o lixiviado resistente à biodegradação.

A recalcitrância do lixiviado pode ser indicada pela razão DQO/DBO₅ que alcançou valor médio de 6,56 mg.L⁻¹, a qual indica o nível de biodegradabilidade do efluente. De acordo com Jardim e Canela (2004), quanto maior for esta razão, menos biodegradável é o efluente.

Baig *et al.* (1999) afirmam que um aterro é considerado estabilizado quando apresenta valores de DQO < 2000 mg.L⁻¹, razão DQO/DBO₅ < 0,1 e razão COT/DQO igual a 0,4. Em relação à DQO, em duas coletas (22/03/11 e 19/04/11) foram observados valores superiores a 2000 mg.L⁻¹. Dessa forma, a recalcitrância do lixiviado é comprovada pela razão DQO/DBO₅ superior ao estabelecido (< 0,1), porém, o valor médio da razão COT/DQO sugerida por Baig *et al.* (1999), foi igual a 0,2.

Os dados da Tabela 4.1 mostram que em quatro coletas, a relação DQO/DBO₅ foi muito elevada (superior a 7) e para duas delas foram encontradas relações baixa (2,1 e 5,0). Para os lixiviados de Gramacho/RJ, Jungurussu/CE e Niterói/RJ ficam evidenciados a alta razão DQO/DBO₅, com os seguintes valores, respectivamente: 6,6 (FERREIRA *et al.*, 2000); 14,7 (OLIVEIRA *et al.*, 1998) e 5,9 (SISINNO *et al.*, 2000).

Dentre as formas de nitrogênio apresentadas (nitrito e nitrato), o nitrato foi detectado em maior quantidade no meio com valores médios de 120 a 410 mg.L⁻¹ e para nitrito a variação foi de 0,2 a 97 mg.L⁻¹. As concentrações de nitrito são inferiores aos do nitrato possivelmente devido à conversão rápida de nitrito para nitrato. Segundo Bidone (2007), além desta conversão, o nitrito é menos importante que as concentrações de nitrato, já que este último é fonte de nutrientes para assimilação das macrófitas. Sugere-se então que este nitrato seja transformado em nitrogênio gasoso pelo processo de desnitrificação em sistema de *Wetlands*.

O valor médio de fósforo antes do tratamento físico-químico foi de 3,2 mg.L⁻¹ e após o tratamento biológico ficou abaixo do limite de detecção, exceto um ponto que alcançou 67 mg.L⁻¹. De acordo com Bassani (2010), a presença de fósforo está associada à presença de detergentes, desinfetantes, entre outros que foram aterrados no aterro.

O conjunto de sólidos totais, com valores médios de 8620 mg.L⁻¹, nas amostras de lixiviado de aterro sanitário de Curitiba apresentou-se, em quase sua totalidade, como frações fixas (STF) com média 5838 mg.L⁻¹. Segundo Bassani (2010), a presença de sólidos no lixiviado pode inibir a atividade microbiana além de

ser indicação de elevadas concentrações de matéria orgânica. Observou-se que as concentrações de ST estão dentro do intervalo estabelecido por Kjeldsen *et al.* (2002) para lixiviados de aterros sanitários, entre 2000 mg.L⁻¹ e 60000 mg.L⁻¹.

Do teor de metais presentes no lixiviado pós-tratado apenas Zn e Pb permaneceram dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 430/11. Os resultados apontam que, para a maioria dos metais analisados, os teores encontrados no lixiviado estão acima dos valores permitidos de descarte. Há uma preocupação com Ni, Mn, Fe e Cr, porque mostram-se elevados.

Mesmo após o tratamento, os valores de vários parâmetros ainda, ultrapassaram o limite exigido pela Resolução CONAMA Nº 430, de 13 de maio de 2011 (Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes), tais como: nitrogênio amoniacal, níquel, manganês, ferro e cromo.

4.2 ESTUDOS PRELIMINARES PARA DETERMINAÇÃO DO FATOR DE DILUIÇÃO (FD)

Os resultados dos estudos preliminares para a determinação do fator de diluição (FD) representam duas etapas que envolveram a avaliação da tolerância das macrófitas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* ao lixiviado.

A escolha das espécies flutuantes foi decorrente do levantamento fitossociológico realizado, que indicou estas espécies como predominantes na região.

- Primeiramente, as macrófitas foram expostas ao lixiviado com FD=1 (50%). Observou-se em apenas cinco dias, um índice de sobrevivência (IS) de 0%, ou seja, todas as macrófitas não resistiram. A Figura 4.1 apresenta o aquapé no início e final do experimento (A) e o alface-da-água no início e final (B) após 5 dias de exposição ao contaminante.

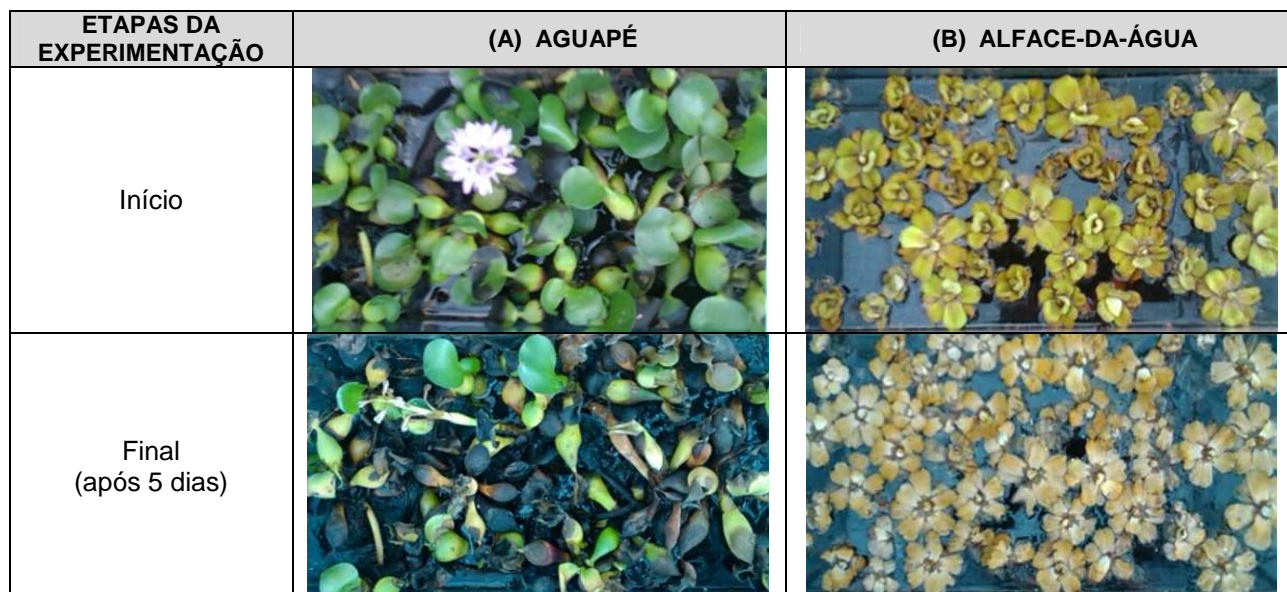


FIGURA 4.1 – AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA TOLERÂNCIA DAS MACRÓFITAS LIVRES FLUTUANTES

Observou-se na primeira análise de tolerância que a *P. stratiotes* foi menos resistente ao contaminante, em vista da *E. crassipes*. Por esta razão, preferiu-se iniciar a análise de tolerância pela *P. stratiotes*.

Posteriormente, foram definidos novos fatores de diluição: controle (água destilada) (0%); FD=3 (25%); FD=1 (50%); FD=0,33 (75%); 100% de lixiviado, apenas para a macrófita *Pistia stratiotes* por um período de 11 dias.

- Como resultado das variáveis medidas (pH, OD e Condutividade), observou-se um aumento do pH no controle (0%); FD=3 (D=25%); FD=1 (D=50%); FD=0,33 (D=75%) e no lixiviado bruto (100%) quando comparado ao controle, alcançando médias 7,72; 8,46; 8,49; 8,51 e 8,52, respectivamente, assim como na condutividade, com médias de 40,12; 4110; 7550; 11040 e 14823 ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$). Os valores do oxigênio dissolvido apresentaram queda gradativa ao longo do tempo 5,37; 0,48; 0,29; 0,26 e 0,25 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de O_2). A Figura 4.2 (A, B e C) apresenta os parâmetros monitorados no período de 11 dias para cada fator de diluição, e 7 dias para OD. Os valores das variáveis medidas estão apresentados no Apêndice 6, Tabela 6.1.

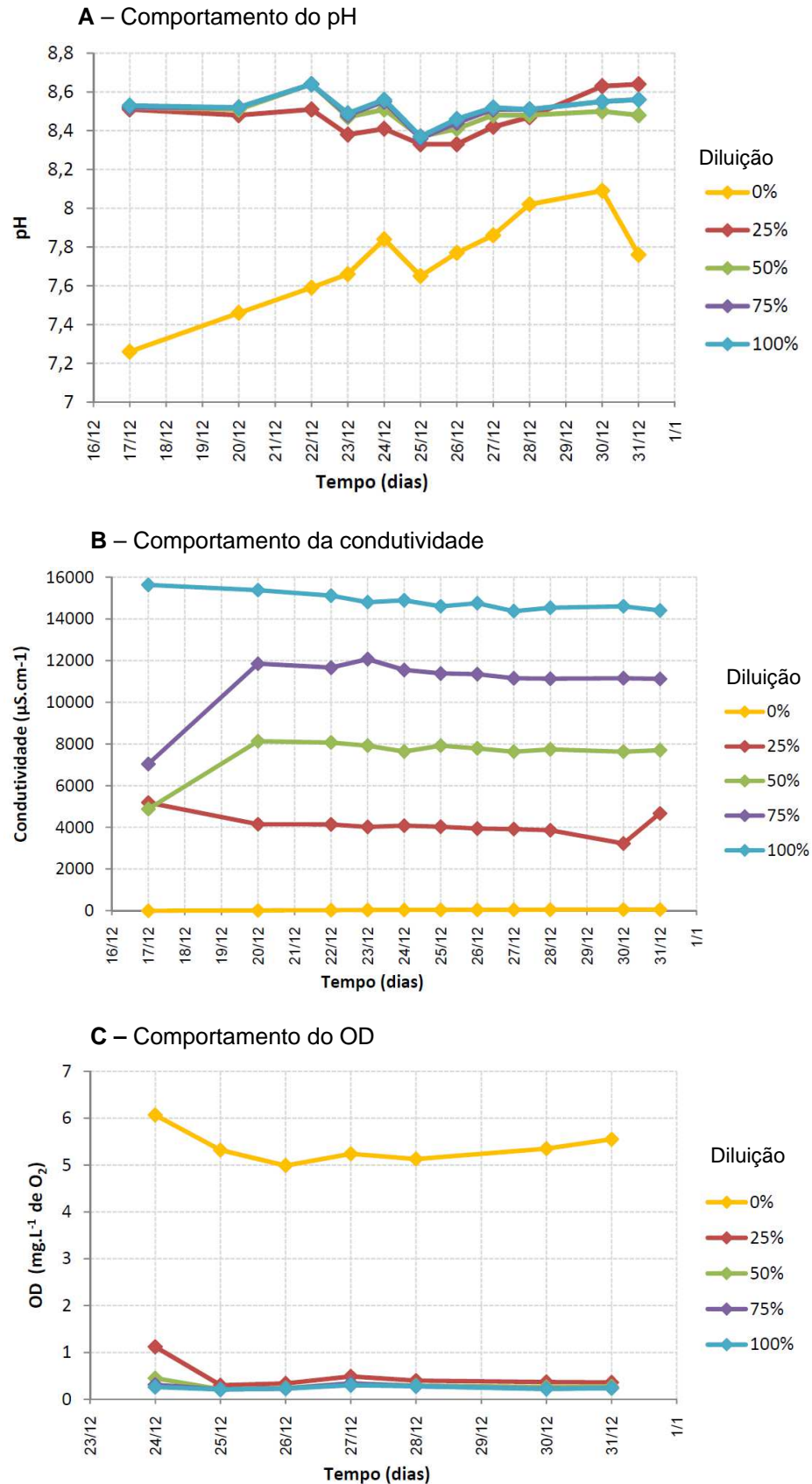


FIGURA 4.2 – pH, OD e CONDUTIVIDADE NO BIOENSAIO 1 EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO PARA *Pistia stratiotes* EM FUNÇÃO DO TEMPO (t)

Dentro das *Wetlands*, a concentração de oxigênio no efluente é influenciada pela temperatura, sais dissolvidos presentes, atividades biológicas e meio suporte. Já a condutividade é indicativo da concentração de poluentes, e os principais íons que influenciam são chamados de macronutrientes (MAINE, 2007; MARTINS *et al.* 2007).

Observou-se neste experimento que a alcalinidade aumentou de acordo com a diluição, sendo maior em 100% (sem diluição do lixiviado – lixiviado bruto) e menor em 0% (apenas com água deionizada – isenta de íons).

Embora estivesse na faixa considerada como ótima (4,0 a 9,5) para desenvolvimento dos microrganismos, o pH medido permaneceu acima de 7,0 em todos os experimentos. Para Lima (2008), as condições anóxicas (ausência de oxigênio e presença de nitrato) podem ter contribuído para o aumento do pH devido ao processo de desnitrificação.

Para compreensão do comportamento da *P. stratiotes* as diferentes concentrações de poluentes, na Tabela 4.2, são apresentadas com valores de DQO, DBO₅, NT e P calculados a partir de uma caracterização inicial do lixiviado.

TABELA 4.2 – CONCENTRAÇÕES DE ENTRADA DOS CONTAMINANTES INTERFERENTES NO DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS

PARÂMETROS		LIXIVIADO BRUTO	FD=3	FD=1	FD=0,33	FD=0
			25%	50%	75%	100%
DQO*		1138	285	569	854	1138
DBO ₅		542	136	271	407	542
NT		895	224	448	672	895
P		< LD**	-	-	-	-
VOLUME	Lixiviado	-	5	10	15	20
	Água destilada	-	15	10	5	0
	Total (L)	-	20	20	20	20

Nota: Todos os valores em mg.L⁻¹, exceto lixiviado, água destilada estão em litros (L); ** < LD – menor que o limite de detecção.

O comportamento da *Pistia stratiotes* ocorreu de diferentes maneiras, variando de acordo com a concentração de poluentes. A espécie mostrou-se sensível em elevadas concentrações a partir dos FD=1 (50%); FD=0,33 (75%) e 100% de lixiviado, com a morte das plantas ocorrendo no terceiro dia do

experimento. Comparando com o estudo preliminar anterior, embora não tenha sido realizada caracterização inicial do lixiviado, as duas espécies de macrófitas estudadas tiveram comportamentos semelhantes, com morte total das plantas em 3 dias em FD=1 (50%). Observou-se que mesmo em baixas concentrações de lixiviado *Pistia stratiotes* apresentou-se sensível, não resistindo a 3 dias de experimentação.

As plantas submetidas ao FD=3 (25%) foram as que demonstraram maior tolerância, apresentando sintomas apenas ao final do quinto dia e no caso do controle, embora tenha tido amarelamento das folhas e pouco desenvolvimento vegetativo não foram observadas mortes.

De acordo com Larcher (2000), a resistência das plantas frente ao estresse inclui a capacidade de reduzi-lo (evitar o estresse) como a capacidade de tolerar este estresse. Entretanto, não há uma resposta padrão na planta e, frequentemente, múltiplos estresses estão envolvidos como temperatura, umidade e poluição do ar, entre outros.

A Tabela 4.3 apresenta a quantidade de plantas em diferentes fatores de diluição e suas aparências no início e fim da experimentação.

TABELA 4.3 – QUANTIDADE DE PLANTAS DE *Pistia stratiotes* TOLERANTES EM FUNÇÃO DOS FATORES DE DILUIÇÃO REALIZADOS NO ESTUDO PRELIMINAR

ESTUDO PRELIMINAR DE TOLERÂNCIA COM LIXIVIADO					
DIAS	Controle	FD = 3	FD = 1	FD = 0,33	LIXIVIADO BRUTO
	Diluição = 0%	25%	50%	75%	100%
1	30*	30	30	30	30
2	30	7**	7**	7**	7**
3	30	4	0	0	0
4	30	2	0	0	0
5	30	0	0	0	0

30und* Quantidade total de plantas colocadas nos fatores de diluição;

** Sobrevivência das plantas ao longo do experimento (und).

Diante desses resultados ficou estabelecido que, para a realização da experimentação da tolerância, o uso dos seguintes fatores de diluição: controle (água destilada) (0%); FD=19 (5%); FD=9 (10%); FD=5,6 (15%) e FD=4 (20%).

4.3 BIOENSAIO 1: TOLERÂNCIA DAS MACRÓFITAS FRENTE AO LIXIVIADO EM AQUÁRIOS

4.3.1 Análise da tolerância da *Eichhornia crassipes* (aguapé)

Durante o período experimental observou-se pequenas variações de pH, passando do alcalino para o ácido, nos FD=9 (10%); FD=5,6 (15%); FD=4 (20%). No FD=19 (5%) o pH do efluente passou de alcalino para ácido se comparado ao controle. Comportamento semelhante constatou-se na condutividade e temperatura que conserva a em todos os fatores de diluição. Dentre as variáveis medidas, o OD foi o que apresentou maior variabilidade principalmente no FD=19 (5%) com queda gradativa ao longo do tempo e similaridade nas demais diluições. A Figura 4.3 (A, B, C e D) apresenta o monitoramento das variáveis medidas (pH, OD, Condutividade e Temperatura do efluente) no bioensaio empregando diferentes fatores de diluição do lixiviado com *E. crassipes* em função do (t), durante os 14 dias de monitoramento. Os valores das variáveis medidas estão apresentados no Apêndice 6, Tabela 6.2.

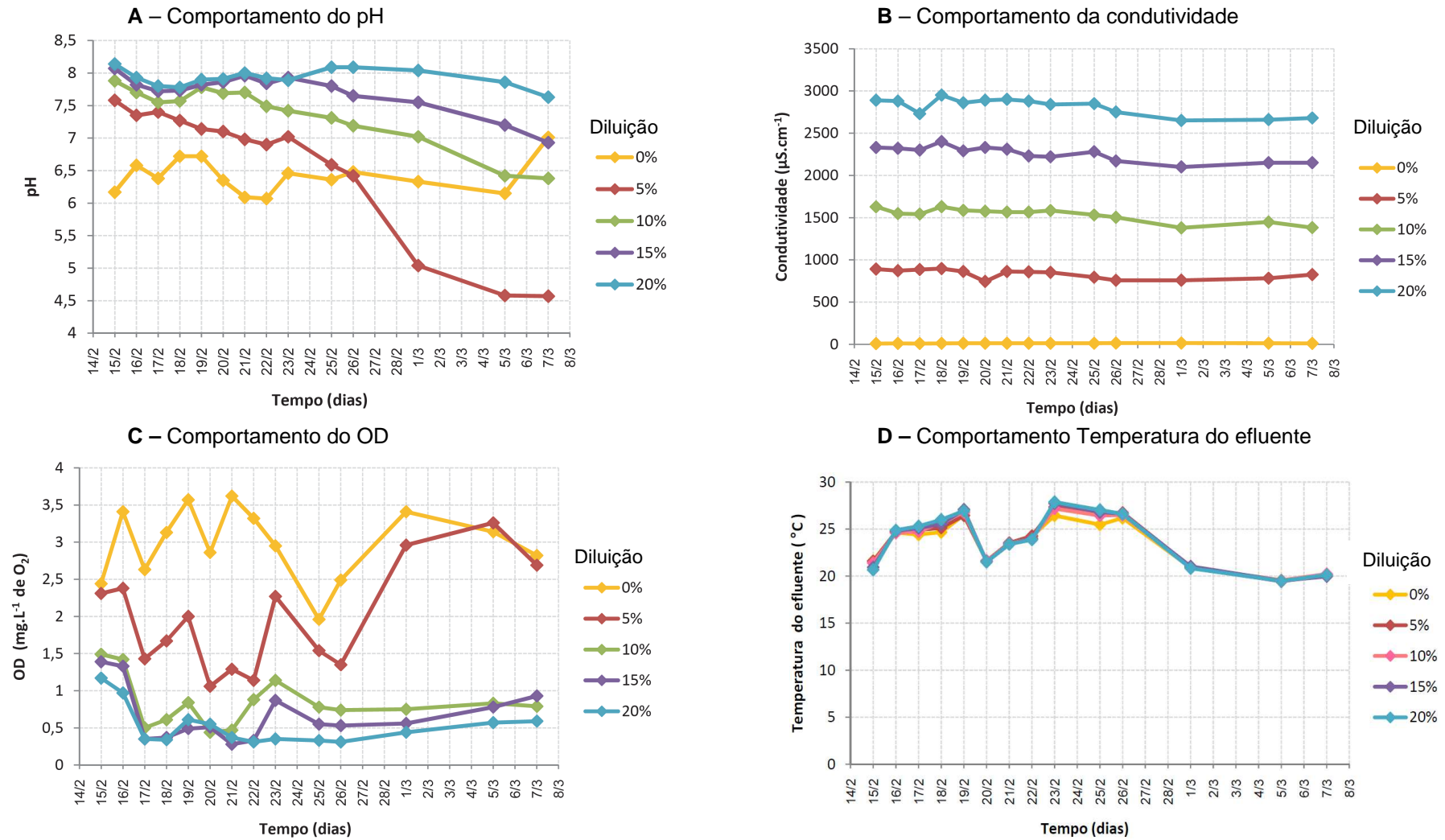


FIGURA 4.3 – pH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 1 EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM *Eichhornia crassipes* EM FUNÇÃO DO TEMPO (t)

Foi observado nos primeiros dias do tratamento diminuição da concentração de OD e aumento dos valores de pH (Figura 4.3). Este comportamento, segundo Lima (2008) pode ser explicado pela formação da amônia através do processo de amonificação (transformação biológica de nitrogênio orgânico em amônia), sendo este o passo inicial da degradação aeróbia de compostos orgânicos nitrogenados.

Embora haja o fornecimento de oxigênio pelas raízes das macrófitas e pelo próprio O₂ da atmosfera, responsáveis pelo aumento do OD no meio, ele manteve-se constante nas maiores diluições 10, 15 e 20% e aumentou na diluição 5%. Já a redução do pH pode estar relacionado ao processo de nitrificação e a degradação da matéria orgânica, já que proporciona a formação de diferentes tipos de ácidos orgânicos provocando a acidificação natural do meio (LIMA, 2008).

As concentrações dos principais poluentes analisados nos diferentes FD foram definidas a partir da concentração inicial no lixiviado em termo de DQO, DBO₅, NT e P. A Tabela 4.4 apresenta as concentrações dos poluentes nos diferentes tratamentos em função da concentração inicial do lixiviado no experimento com *E. crassipes*, exceto para o controle que possui água destilada.

TABELA 4.4 – CONCENTRAÇÕES DOS POLUENTES NOS DIFERENTES TRATAMENTOS EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO INICIAL DO LIXIVIADO NO EXPERIMENTO COM *Eichhornia crassipes*

PARÂMETROS		LIXIVIADO BRUTO	FD=19	FD=9	FD=5,6	FD=4
			5%	10%	15%	20%
DQO*		1815	91	182	272	363
DBO ₅		57	3	6	8,5	11
NT		1932	97	193	290	386
P		67	3,3	6,7	10	13
VOLUME	Lixiviado	-	1	2	3	4
	Água destilada	-	19	18	17	16
	Total (L)	-	20	20	20	20

Nota: Todos os valores em mg.L⁻¹, exceto lixiviado, água destilada estão em litros (L).

O comportamento da *Eichhornia crassipes* ocorreu de diferentes maneiras e variou de acordo com a diluição. A espécie apresentou maior sensibilidade no FD=4 (20%) e das 18 espécimes empregadas restaram apenas 10. Nos demais fatores de diluição a *E. crassipes* respondeu satisfatoriamente com morte de uma espécime no

controle, no FD=19 (5%) e no FD=5,6 (15%). No FD=9 (10%) não foi registrado morte das plantas.

Comparando com o estudo preliminar, que avaliou primeiramente as duas espécies de macrófitas expostas ao lixiviado com FD=1 (50%), com morte das plantas em 3 dias, em uma segunda etapa, analisou a tolerância da *P. stratiotes* com FD=1 (50%); FD=0,33 (75%) e 100% do lixiviado, provocando a morte das plantas em 2 dias. O aguapé apresentou, corroborando com o estudo preliminar, maior tolerância nas menores diluições, tendo maior quantidade de plantas mortas no fator de diluição FD=5 (20%). A Tabela 4.5 apresenta o número de plantas *E. crassipes* em função dos fatores de diluição no início e ao final 30 dias.

TABELA 4.5 – NÚMERO PLANTAS DE *Eichhornia crassipes* EM FUNÇÃO DOS FATORES DE DILUIÇÃO NO INÍCIO E AO FINAL 30 DIAS

ANÁLISE DA TOLERÂNCIA COM <i>Eichhornia crassipes</i>					
DIAS	CONTROLE	FD = 19	FD = 9	FD = 5,6	FD = 4
	0%	5%	10%	15%	20%
1	18*	18	18	18	18
30	17	17	18	17	10

* Sobrevivência das plantas ao longo do experimento (unidades)

A tolerância foi comprovada pela análise da biomassa no início e final do experimento conforme apresentado na Tabela 4.6. A média da biomassa inicial úmida e seca, realizada neste estudo a partir da coleta de 30 plantas, foi de 326,8 g e 67,2 g, respectivamente. O experimento que ultrapassou a média inicial de biomassa úmida foi o FD=9 (10%) com média 332,8 g. Nos demais fatores de diluição as biomassas finais aumentaram FD=19 (5%) e FD= 5,6 (15%), em comparação com as médias encontradas no controle 210,5 g, este dois fatores de diluição alcançaram 247,2 g e 265,6 g, respectivamente. Isto significa que o desenvolvimento de *E. crassipes* ocorre mesmo com altas concentrações de DQO e NT nestes sistemas. No fator de diluição FD=4 (20%) a biomassa foi reduzida para em 6,8 g comparando ao controle, o que demonstra que mesmo nas pequenas concentrações os poluentes do lixiviado passam a ser fitotóxicos à *E. crassipes*.

TABELA 4.6 – ANÁLISE DA BIOMASSA NO FINAL DO BIOENSAIO 1 COM MACRÓFITA *Eichhornia crassipes*

BIOMASSA	CONTROLE	FD = 19	FD = 9	FD = 5,6	FD = 4
	0%	5%	10%	15%	20%
Final úmida	211	247	333	266	204
Final seca	19	23	30	29	20
% Perda H ₂ O	91	91	91	89	90

Nota: Todos os valores em (g), exceto % perda H₂O

A quantidade de água na planta é elevada mesmo após a secagem natural, confirmada quando comparada com a biomassa seca. A média total de biomassa neste estudo, em todos os fatores de diluição, foi de 252 g para biomassa úmida e após secagem foi 24,11 g, com perda de 90,4% de água. A Figura 4.4 (A e B) apresenta a variabilidade da biomassa final após 30 dias de experimentação, em comparação com a média encontrada em todo o bioensaio 1.

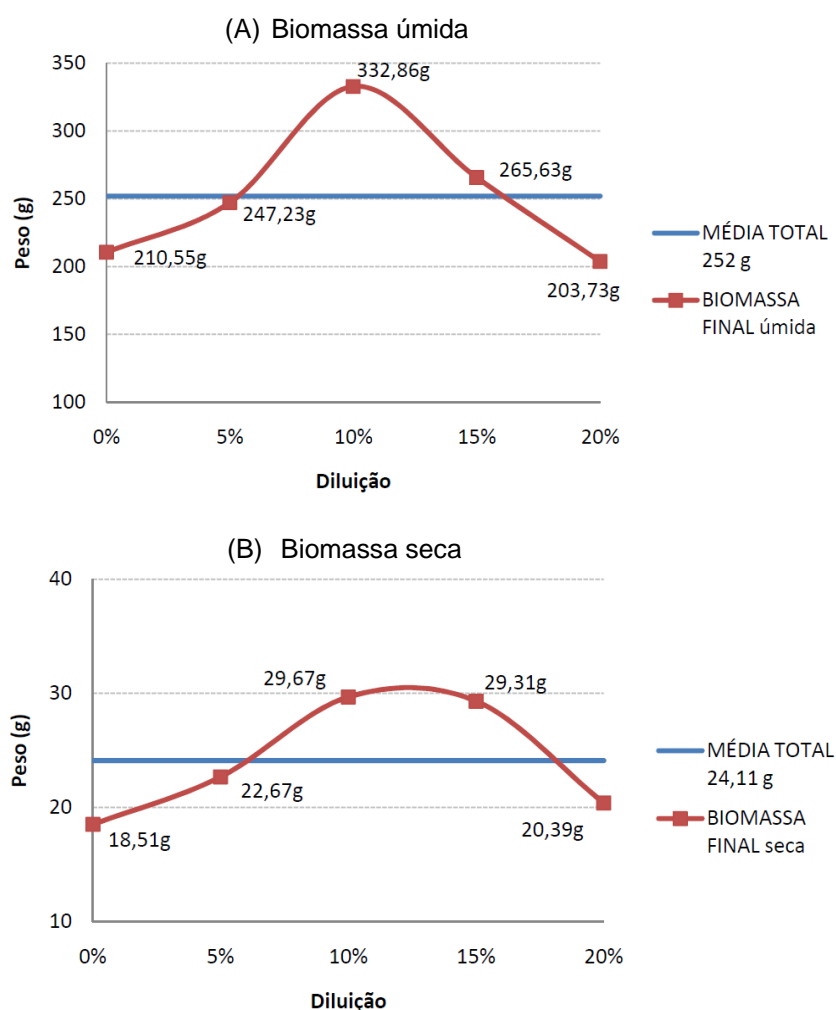


FIGURA 4.4 – VARIABILIDADE DA BIOMASSA FINAL APÓS 30 DIAS DE EXPERIMENTAÇÃO COM *Eichhornia crassipes*

4.3.2 Análise da tolerância da *Pistia stratiotes* (alface-da-água)

Em relação aos parâmetros monitorados, o pH sofreu variação durante o período experimental, passou de alcalino para ácido nos FD=19 (5%) e FD=9 (10%) e permaneceu próximo à neutralidade no controle (0%), FD=5,6 (15%) e FD=4 (20%).

Comportamento similar ocorreu com a condutividade, temperatura do efluente e oxigênio dissolvido em todos os fatores de diluição.

A Figura 4.8 (A, B, C e D) apresenta os parâmetros monitorados durante 14 dias. Os valores das variáveis medidas estão apresentados no Apêndice 6, Tabela 6.3.

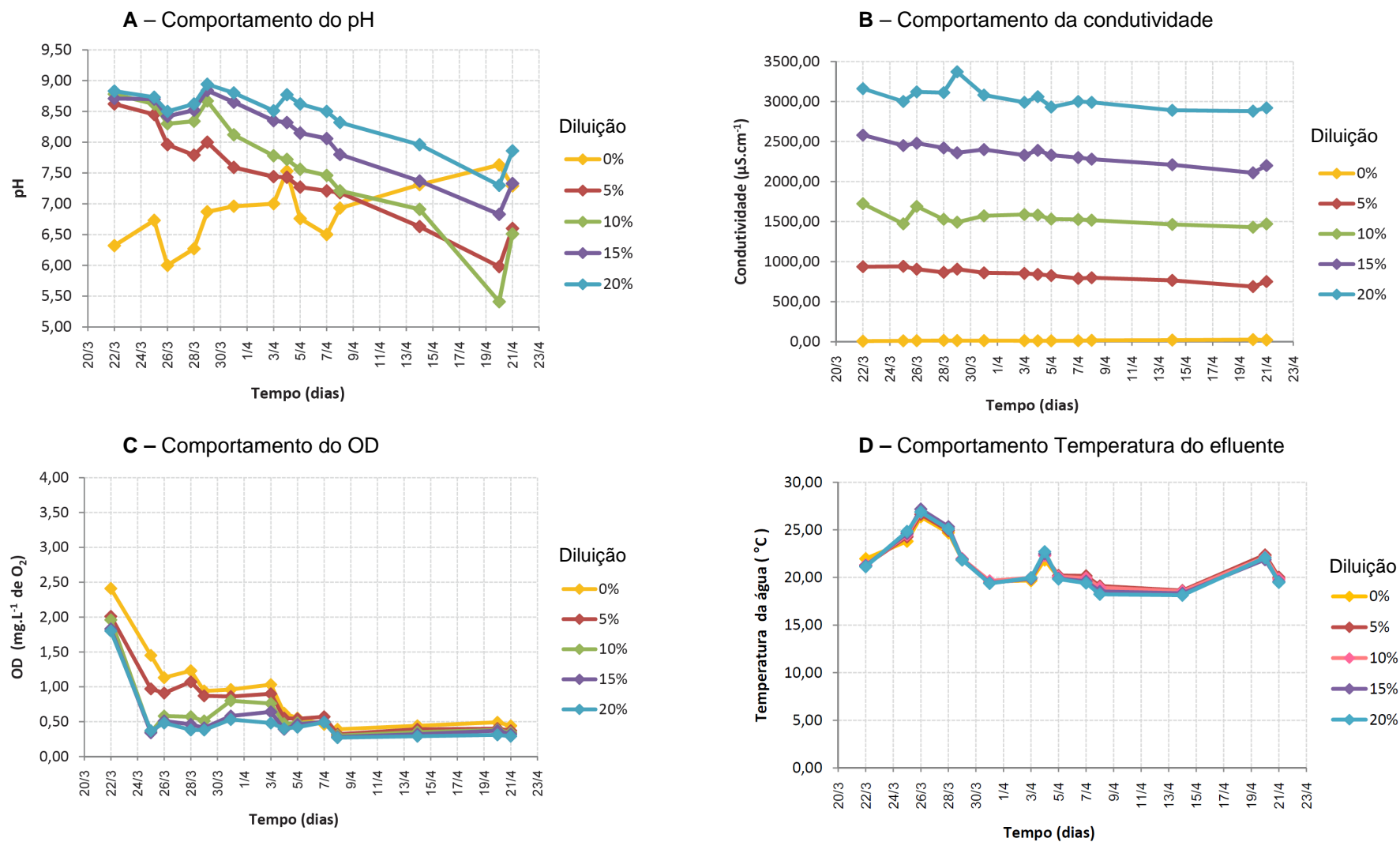


FIGURA 4.5 – pH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM *Pistia stratiotes* EM FUNÇÃO DO TEMPO (t)

As concentrações dos principais poluentes analisados nos diferentes FD foram definidas a partir da concentração inicial no lixiviado em termo de DQO, DBO₅, NT e P. A Tabela 4.7 apresenta as concentrações dos poluentes nos diferentes tratamentos em função da concentração inicial do lixiviado no experimento com *P. stratiotes*, exceto para o controle que possui água destilada.

TABELA 4.7 – CONCENTRAÇÕES DOS POLUENTES NOS DIFERENTES TRATAMENTOS EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO INICIAL DO LIXIVIADO NO EXPERIMENTO COM *Pistia stratiotes*

PARÂMETROS		LIXIVIADO BRUTO	FD=19	FD=9	FD=5,6	FD=4
			5%	10%	15%	20%
DQO*		2207	110	221	331	441
DBO ₅		303	15	30	45	61
NT		1068	53	107	160	214
P		< LD	-	-	-	-
VOLUME	Lixiviado	-	1	2	3	4
	Água destilada	-	19	18	17	16
	Total (L)	-	20	20	20	20

Nota: Todos os valores em mg.L⁻¹, exceto lixiviado, água destilada estão em litros (L);

O comportamento da *Pistia stratiotes* sofreu variações de acordo com os fatores de diluição. A espécie apresentou sensibilidade no controle (0%) com água destilada, das 30 plantas cerca de 50% tiveram amarelamento das folhas e pouco desenvolvimento vegetativo. Esta clorose intensa pode ocorrer quando a macrófita reduz sua fotossíntese para manter-se viva, isto interfere diretamente nos teores de clorofila da planta (LARCHER, 2000). Nas demais diluições *P. stratiotes* teve bom desenvolvimento nos FD=19 (5%), FD=9 (10%), FD=5,6 (15%) e FD=4 (20%) não foram registradas mortes, mas um brotamento intenso.

Comparando com o estudo preliminar, que avaliou primeiramente as duas espécies de macrófitas expostas ao lixiviado com FD=1 (50%), com morte das plantas em 3 dias, em uma segunda etapa, analisou a tolerância da *P. stratiotes* com FD=1 (50%); FD=0,33 (75%) e 100% do lixiviado, provocando a morte das plantas em 2 dias. A *P. stratiotes* apresentou boa tolerância nas menores diluições.

A Tabela 4.8 apresenta o número de plantas *P. stratiotes* em função dos fatores de diluição no início e ao final 30 dias.

TABELA 4.8 – NÚMERO PLANTAS DE *Pistia stratiotes* EM FUNÇÃO DOS FATORES DE DILUIÇÃO NO INÍCIO E AO FINAL 30 DIAS

ANÁLISE DA TOLERÂNCIA COM <i>Pistia stratiotes</i>					
DIAS	CONTROLE	FD = 19	FD = 9	FD = 5,6	FD = 4
	0%	5%	10%	15%	20%
1	10*	10	10	10	10
30	± 12	> 20	> 20	> 20	> 20

* Sobrevivência das plantas ao longo do experimento (unidade)

A tolerância foi comprovada pela análise da biomassa no início e final do experimento conforme apresentado na Tabela 4.9. A média da biomassa inicial úmida e seca, realizada neste estudo a partir da coleta de 30 plantas, foi de 59,6 g e 8,6 g, respectivamente. Os experimentos que ultrapassaram a média inicial de biomassa úmida foram: FD=19 (5%), FD=9 (10%) e FD= 5,6 (15%) com médias 91,6 g; 106,4 g e 67,6 g, respectivamente. No FD=4 (20%) a biomassa inicial chegou a 23 g, aumentou em comparação com a média encontrada no controle 9,6 g. Isto significa que o desenvolvimento de *P. stratiotes* ocorre mesmo em altas concentrações de DQO e NT nestes sistemas.

O controle, entretanto, em que foi utilizado a água destilada, apresentou maior sensibilidade, comprovado pela pouca biomassa final cerca de 9,6 g de biomassa úmida e 2,8 g de biomassa seca, o que demonstra que a *P. stratiotes* necessita de nutrientes como nitrogênio total e fósforo para o desenvolvimento, e mesmo em pequenas concentrações os poluentes do lixiviado passam a ser fitotóxicos à planta.

TABELA 4.9 – ANÁLISE DA BIOMASSA NO FINAL DO BIOENSAIO 1 COM MACRÓFITA *Pistia stratiotes*

BIOMASSA	CONTROLE	FD = 19	FD = 9	FD = 5,6	FD = 4
	0%	5%	10%	15%	20%
Final úmida	9,6	91,6	106,4	67,6	23,0
Final seca	2,8	11,1	12,9	9,7	6,6
% Perda H ₂ O	71,0	88,0	88,0	86,0	71,0

Nota: Todos os valores em (g), exceto % perda H₂O

A quantidade de água na planta é elevada mesmo após a secagem natural, confirmada quando comparada com a biomassa seca. A média total de biomassa neste estudo, em todos os fatores de diluição, foi de 59,6 g para biomassa úmida e após secagem foi 8,6 g, com perda de 85,5% de água.

A Figura 4.6 (A e B) apresenta a variabilidade da biomassa final após 30 dias de experimentação, em comparação com a média encontrada em todo o bioensaio 1 com *P. stratiotes*.

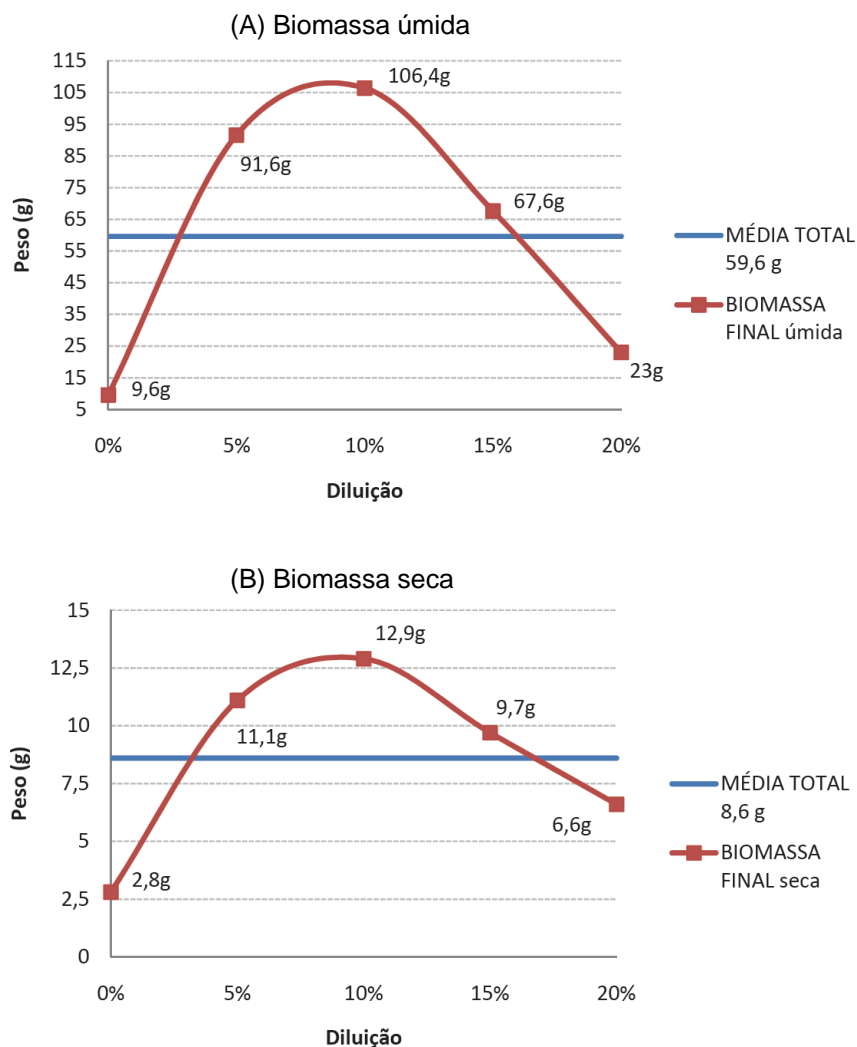


FIGURA 4.6 – VARIABILIDADE DA BIOMASSA FINAL APÓS 30 DIAS DE EXPERIMENTAÇÃO COM *Pistia stratiotes*

A análise de clorofila foi feita para *Pistia stratiotes*, devido à sensibilidade observada no estudo preliminar, ou seja, a intensa clorose nas plantas. O amarelamento das folhas indica que a planta reduziu seu metabolismo interferindo diretamente na coloração da planta (LARCHER, 2000).

A Tabela 4.10 apresenta os valores médios de clorofila a, b e total no Bioensaio 1 com a *Pistia stratiotes*.

TABELA 4.10 – ANÁLISE DA CLOROFILA a, b e TOTAL EM *Pistia stratiotes* NO FINAL DO BIOENSAIO 1

ANÁLISE DE CLOROFILA COM <i>Pistia stratiotes</i>					
PARÂMETROS	CONTROLE	FD = 19	FD = 9	FD = 5,6	FD = 4
	0%	5%	10%	15%	20%
Clorofila _a	2,85	5,66	6,33	5,37	5,57
Clorofila _b	0,43	2,26	1,37	0,81	1,70
Clorofila Total _(a + b)	30,05	88,31	75,35	56,59	76,36

Nota: Todos os valores em $\mu\text{g.mg}^{-1}$

O crescimento vegetativo é afetado pela intensidade de luz que recebe, e exerce efeitos diretos sobre a fotossíntese e síntese de clorofila. A luz absorvida pode ser ativada quimicamente, e a clorofila é o pigmento absorvente fundamental. Dentre as diversas a clorofila_a e clorofila_b possuem importante papel nos organismos, porque produzem oxigênio na fotossíntese (KOZLOWSKI *et al.*, 1991; ANDRADE, 2004). A deficiência de clorofila, observada pela aparência amarelada das plantas, reduz a taxa de fotossíntese (WHATLEY, 1982; LARCHER, 2000).

Observou-se que os valores de clorofila_a foi superior aos da clorofila_b, principalmente no controle, em que foi usada apenas água destilada. De acordo com Magalhães (2008), a clorofila_a desempenha papel fundamental no processo de bioconversão de energia, porém, é na clorofila_b que ocorre a produção de oxigênio. Segundo Strasburger *et al.* (1994) e Raven *et al.* (2007), as plantas fanerogâmicas possuem maior quantidade de clorofila_b, cerca de 1/3 da concentração da clorofila_a, e esta representa 3/4 do conteúdo total de clorofila.

Preussler *et al.* (2007), ao estudarem a influência do efluente doméstico na macrófita *Cladium mariscus*, concluíram que a disponibilidade positiva de nitrogênio afetou o crescimento da macrófita além de aumentar o teor de clorofila total. Neste estudo a carga de nitrogênio foi maior para *E. crassipes* que para *P. stratiotes* sugere-se que o desenvolvimento foi maior no primeiro experimento. Segundo Santos (2009), o nitrogênio e o fósforo são nutrientes essenciais para o crescimento das plantas e estão envolvidos nas reações fotossintéticas.

4.4 BIOENSAIO 2: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO EM ESCALA PILOTO

Na eficiência do sistema piloto, constituído de três unidades experimentais unidade 1 (*Echinochloa polystachya*), unidade 2 (*Pistia stratiotes*) e unidade 3 (*Eichhornia crassipes*), foram monitoradas em duas bateladas no 30º dia (com diluição) e no 15º dia (sem diluição). Inicialmente, foi realizada a análise granulométrica do solo na unidade 1, com *Echinochloa polystachya*. Posteriormente, foi realizado o monitoramento dos parâmetros físico-químicos no sistema para cada batelada. Na sequência realizou-se análise de elementos-traço no efluente e na biomassa de cada unidade. Por último, foi sugerido algumas formas de manejo para as macrófitas.

4.4.1 Bioensaio 2: eficiência das macrófitas frente ao lixiviado no sistema piloto

4.4.1.1 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos (batelada 30 dias)

As análises físico-químicas realizadas durante a batelada de 30 dias (com diluição de 50%) estão apresentadas na Tabela 4.11.

Na unidade 1, os valores de matéria orgânica medida em DQO foram de 329 mg.L⁻¹ nos primeiros quinze dias e 449 mg.L⁻¹ no 30º dia, redução de 48% e 30%, respectivamente, se comparada com a entrada do sistema 641 mg.L⁻¹.

Observou-se aumento gradativo dos parâmetros ao longo do tempo nas unidades. No caso da unidade 2, com *Pistia stratiotes*, o valor de DQO alcançou 45% de eficiência nos primeiros quinze dias, mesmo comportamento ocorreu na DBO₅.

Esta informação pode ser corroborada com Henry-Silva e Camargo (2005), que avaliaram o crescimento de três macrófitas flutuantes e constataram pouco ganhos de peso na *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, quando cultivadas em água com baixas concentrações de nitrogênio e fósforo.

No caso, do sistema piloto, foi observado ao longo do tratamento baixa concentração de nutrientes, principalmente fósforo e aumento do nitrogênio total.

TABELA 4.11 – BIOENSAIO 2: RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS (BATELADA 30 DIAS) COM DILUIÇÃO 50%

DESCRIÇÃO		Un	DQO	DBO ₅	Razão DQO/DBO ₅	N Org	N total	N Amoniacal	Nitrito (N-NO ₂)	Nitrato (N-NO ₃)	Fósforo total	COT*	ST	SST
BRUTO	Lixiviado pós-tratamento Volume (V) = 120 L	1*	641 ^(2*)	60 ^(2*)	11 (R)	21,9	400	117	0,2	120	ND	159	8477	22
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	77	7,2	-	2,6	48	14	0,02	14,4	-	19	1017	2,6
UNIDADE 1	P = Após 15 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) V=120 L	1*	329	22	15 (R)	397	701	273	0,06	31	9,5	50	2600	78
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	39,5	2,6	-	47,6	84,0	33,0	0,007	3,7	1,1	6,0	312	9,4
	Eficiência de remoção	%	48	64	-	-	-	-	65	74	-	68	69	-
	Após 30 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>)	1*	449	30	15 (R)	603	767	138	0,49	25	ND	142	2873	52
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	54,0	3,6	-	72,3	92,0	16,5	0,06	3,0	-	17,0	345	6,2
	Eficiência de remoção	%	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	34
	Eficiência Total	%	30	64	-	-	-	-	-	79	-	11	66	-
UNIDADE 2	Após 15 dias - 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) V=61,2 L	1*	485	20	24 (R)	448	754	257	0,16	48	ND	127	2868	20
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	29,7	1,2	-	27,4	46,1	15,7	0,01	2,9	-	7,7	175,5	1,2
	Eficiência de remoção	%	45	66	-	62	50	5	-	3	-	55	49	81
	Após 30 dias- 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>)	1*	498	20,5	24 (R)	518	779	205	0,8	54	0,17	129	3950	107
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	30,5	1,2	-	31,7	47,7	12,5	0,05	3,3	0,01	7,9	241,7	6,5
	Eficiência de remoção	%	-	-	-	-	-	24	-	-	-	-	-	-
	Eficiência Total	%	60	83	-	-	1	-	-	77	-	58	76	-
UNIDADE 3	Após 15 dias - 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>) V=32,2 L	1*	727	7,5	97 (R)	397	463	18,7	0,04	46,5	90	205	5698	ND
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	23,4	0,24	-	12,8	14,9	0,6	0,001	1,5	2,9	6,6	183,5	-
	Eficiência de remoção	%	25	80	-	60	69	95	98	54	-	16	24	-
	Eficiência Total	%	70	97	-	-	70	96	95	90	-	16	82	99
	Após 30 dias- 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>)	-	Durante o período de experimentação o calor excessivo evapotranspirou todo efluente em 7 dias.											

* COT – Carbono orgânico dissolvido; (1*) Todas as unidades mg.L⁻¹; ND não detectável; (2*) Valor de lixiviado diluído;

Razão DQO/DBO₅ < 2,5 – Facilmente Biodegradável (FB) ; 5,0 – 2,5 – Passível de biodegradação (B); >5,0 – Recalcitrante (R)

O uso de fitorremediação para o pós-tratamento de lixiviado demonstrou com *Echinochloa polystachya* eficiências nos seguintes parâmetros DQO, DBO₅, Nitrato, COT e ST com 30%, 64%, 79%, 11%, 66%, respectivamente. A eficiência no sistema com *Pistia stratiotes* não foi satisfatória e apenas o nitrogênio amoniacal obteve a eficiência de 20%, os demais parâmetros foram aumentados. Esta baixa capacidade fitorremediadora (redução/degradação dos poluentes do lixiviado) é consequência da morte de todas as plantas no sistema a qual interfere diretamente nos parâmetros analisados. A *Pistia stratiotes*, segundo Quin Lu; Graetz; Yang (2008), apresenta baixo desempenho na remoção de nutrientes quando exposta a seguintes situações: baixas temperaturas, altas concentrações de sal e baixas concentrações de nutrientes.

No último sistema, a redução foi mais significativa para Nitrito, N-amoniacal, N_{total} e nitrato com 98%, 95%, 69% e 54%. Esses resultados indicam que a eficiência nesses sistemas de tratamento depende das concentrações de nutrientes nos efluentes e das espécies de macrófitas aquáticas utilizadas. Segundo DRIZO *et al.* (1997), a remoção de nitrogênio é muito dependente do suprimento de oxigênio. As plantas transportam oxigênio, criando assim, microsítios aeróbios adjacentes às raízes no substrato.

Alguns parâmetros como nitrogênio amoniacal e fósforo podem ser prejudiciais ao sistema com macrófitas em elevadas concentrações. Segundo Valentim (2003), altas concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente final, estão relacionadas ao baixo teor de oxigênio liberado por elas o que não favorece a oxidação do nitrogênio amoniacal.

Na unidade 1, o nitrogênio amoniacal não sofreu redução em relação ao afluente, mas houve redução após o período de experimentação alcançando 138 mg.L⁻¹. Segundo Preussler (2008), *Echinochloa polystachya* utiliza a fitoextração absorvendo nitrogênio e fosfato para seu crescimento e desenvolvimento. Segundo Martins *et al.* (2005) e Barko (1991), as plantas emergentes bem enraizadas obtêm a maior parte dos nutrientes dos sedimentos que são ricos em fósforo.

A presença do fósforo no sistema foi detectada nas unidades 1 e 3 com concentrações de 9,5 e 90 mg.L⁻¹, respectivamente. Este último ponto, extrapolou os parâmetros das outras unidades indicando, segundo Philippi e Sezerino (2004), que pode ter ocorrido morte das plantas na unidade anterior liberando fósforo ao meio.

Para Oliveira *et al.* (2005), o elevado valor de fósforo está relacionado com o

processo de crescimento das macrófitas que incorporam fósforo, e ao atingirem a saturação liberam para o meio pela própria decomposição da planta. Não foi possível explicar a concentração de fósforo (90 mg.L^{-1}), sendo desconsidero esta análise.

A remoção de nitrogênio amoniacal aumentou gradativamente ao longo do tratamento atingindo na unidade 3, cerca de 95% de eficiência. O mesmo ocorreu com nitrogênio total, num primeiro momento houve um aumento mas no decorrer do tratamento reduziu alcançando a eficiência de 69%.

Com relação à legislação (CONAMA 430/11), após o tratamento do lixiviado, o valor de nitrogênio amoniacal foi de $18,7 \text{ mg.L}^{-1}$ abaixo do valor máximo permitido pela legislação de 20 mg.L^{-1} .

4.4.1.2 Monitoramento dos parâmetros físico-químicos (batelada 15 dias)

As análises físico-químicas realizadas durante a batelada de 15 dias (sem diluição) estão apresentadas na Tabela 4.12. Na unidade 1, houve redução de nitrogênio amoniacal eficiência de 86%, com $4,8 \text{ mg.L}^{-1}$ bem abaixo do limite máximo permitido pela legislação de 20 mg.L^{-1} . Outros parâmetros também reduziram como nitrito, nitrato e COT com 12%, 9,3% e 24% respectivamente. O fósforo retornou na unidade 2, possivelmente devido à decomposição da própria macrófita, embora ela tenha tido desenvolvimento expressivo as plantas menores próximas ao solo ficavam submersas parcialmente no lixiviado.

As maiores eficiências ocorreram na unidade 2, com *Pistia stratiotes*, alcançando valores relevantes de fósforo, SST, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e COT, com 99%, 85%, 62%, 59%, 53% e 50%, respectivamente.

Nesta batelada a *P. stratiotes*, como aconteceu no resultado do Bioensaio 1, demonstrou maior sensibilidade mesmo recebendo o contaminante pré-tratado.

Na unidade 3, não foi possível realizar as análises devido à morte das plantas, percebeu-se que além da sensibilidade que a *Pistia stratiotes* apresentou frente ao contaminante sem diluição, com morte em 15 dias, *Eichhornia crassipes* também apresentou sensibilidade com morte das plantas em 7 dias.

Este fato se dá, principalmente pela quantidade de água que o aguapé

absorve do meio para sua manutenção e sobrevivência, conforme levantamento da biomassa cerca de 61% de água. Segundo Martins *et al.* (2005), as plantas flutuantes respondem mais a eutroficação porque dependem da água para obter nutrientes, porém elevadas cargas comprometem o crescimento da macrófita inibindo o seu desenvolvimento.

TABELA 4.12 – BIOENSAIO 2: RESULTADO DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS (BATELADA 15 DIAS)

DESCRIÇÃO		Un	DQO	DBO ₅	Razão DQO/DBO ₅	N Org	N total	N Amoniacal	Nitrito (N-NO ₂)	Nitrato (N-NO ₃)	Fósforo total	COT*	ST	SST
BRUTO	Lixiviado pós-tratamento Volume (V) = 120 L	1*	2207 ^(2*)	303 ^(2*)	7,3 (R)	488	1068	289	48	242	ND	547	8695	192
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	265	37	-	58,5	128,1	34,6	5,7	29,0	-	65,6	1043	23,0
UNIDADE 1	P = Após 15 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) V=120 L	1*	1228	220	5,6 (R)	665	965	40	42	219	15	417	9643	120
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	147	26,4	-	79,8	115,8	4,8	5,0	26,3	1,8	50,0	1157	14,4
	Eficiência de remoção	%	44	30	-	-	10	86	12	9,3	-	24	-	37
UNIDADE 2	Após 15 dias - 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) V=61,2 L	1*	1283	104	12,33 (R)	565	890	32	31	261	ND	412	8695	35
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	78	6,4	-	34,5	54,5	1,95	1,9	15,9	-	25,2	532	2,14
	Eficiência de remoção	%	47	76	-	57	53	59	62	39	-	50	54	85
	Eficiência Total	%	70	83	-	3	57	94	67	45	-	62	50	91
UNIDADE 3	Após 15 dias - 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>)	1*	Após 7 dias de experimentação ocorreu a morte de todas as plantas impossibilitando a realização das análises neste sistema.											

* COT – Carbono orgânico dissolvido; (1*) Todas as unidades mg.L⁻¹; ND não detectável; (2*) Valor de lixiviado bruto.

Razão DQO/DBO₅ < 2,5 – Facilmente Biodegradável (FB) ; 5,0 – 2,5 – Passível de biodegradação (B); >5,0 – Recalcitrante (R)

As comparações quanto à eficiência entre as bateladas, realizadas neste estudo, estão apresentadas na Tabela 4.13. Observou-se que as maiores eficiências ocorreram na batelada de 30 dias (com diluição 50%), principalmente nos primeiros 15 dias de experimentação. Porém, quando comparadas à batelada de 15 dias (sem diluição) o lixiviado teve expressivas respostas, principalmente na DBO₅, Nitrito e SST com 76%; 62% e 85%, respectivamente.

Embora, tenha apresentado eficiência é possível que na unidade 3, batelada de 15 dias, as eficiências poderiam ser ainda maiores caso as plantas de *E. crassipes* não tivessem morrido.

TABELA 4.13 – EFICIÊNCIAS NA REMOÇÃO DA CARGA DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS NAS BATELADAS 30 E 15 DIAS

PARÂMETROS	BATELADA 30 DIAS COM DILUIÇÃO								BATELADA 15 DIAS SEM DILUIÇÃO			
	15º DIA				30º DIA				15º DIA			
	UN 1	UN 2	UN 3	Total	UN 1	UN 2	UN 3	Total	UN 1	UN 2	UN 3	Total
DQO	48	45	25	39	30	60	Evapotranspirou todo o efluente em 7 dias	45	44	47	Morte das plantas em 7 dias	45
DBO ₅	64	66	80	70	64	83		73	30	76		53
Razão DQO/DBO ₅	R	R	R	-	R	R		-	R	R		-
Nitrogênio Amoniacal	-	5	95	50	-	-		-	86	59		72
Nitrito	65	-	98	81	-	-		-	12	62		37
Nitrato	74	3	54	44	79	77		78	9,3	39		24
Nitrogênio Total	-	50	70	60	-	1		-	10	53		31
Fósforo total	-	ND	-	-	-	-		-	-	-		-
COT**	68	55	16	46	11	58		34	24	50		37
ST	69	49	82	67	66	76		71	-	54		-
SST	-	81	ND	-	-	-		-	37	85		61

Nota: Todos os valores em %; ** COT – Carbono orgânico dissolvido; ND – não detectável; ST – Sólidos Totais; STF – Sólidos Totais Fixos; STV – Sólidos Totais Voláteis; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSF – Sólidos Suspensos Fixos; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis. Razão DQO/DBO₅ < 2,5 – Facilmente Biodegradável (FB); 5,0 – 2,5 – Passível de biodegradação (B); > 5,0 – Recalcitrante (R)

A remoção de DBO₅, na batelada de 30 dias, foi 83% e na batelada de 15 dias 76%, valores estes superiores quando comparados a Beltrão (2006), alcançou 59,38% na célula 1 e 66% na célula 2; Reis e Bidone (2005) alcançaram eficiência de 57,19%; Mannarino *et al.* (2006), removeu 57% do aterro de Pirai e 33% no aterro de Gramacho; Sandes (2008), chegou a 40,86%. Porém, Bidone (2007) obteve eficiência de 88,6% na remoção de DBO₅, cerca de 5,66% superior ao

encontrado neste estudo.

A eficiência na remoção de DQO batelada de 30 dias foi de 60% e na batelada de 15 dias 47%, valores superiores quando comparados com Beltrão (2006), 23%; Mannarino *et al.* (2006), foi de 41% para Piraí e 31% em Gramacho. Bidone (2007) manteve a superioridade no tratamento com eficiência de 81,22%, cerca de 21,2% e 34,2% maior que o encontrado neste estudo.

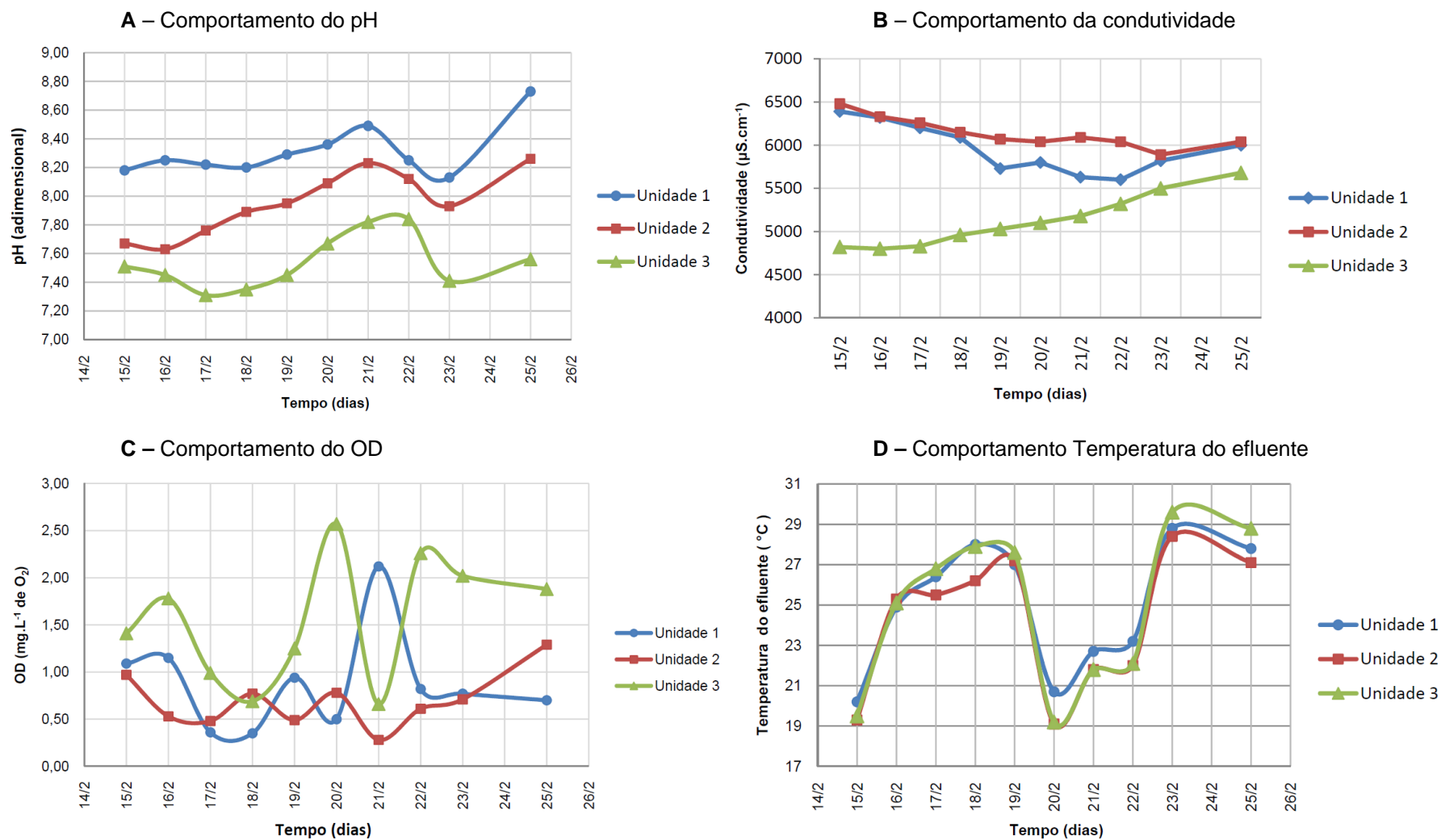
A eficiência na remoção de N-amoniacal alcançou na batelada de 30 dias, apenas nos primeiros 15 dias de experimentação cerca de 95%. Valor superior ao encontrado por Bidone (2007) com 84,76% e Preussler (2008) com 83%. Porém na batelada de 15 dias a eficiência chegou a 59%, valor inferior ao encontrado nos trabalhos anteriores.

4.4.1.3 Monitoramento do sistema piloto

Como resultado das variáveis medidas (pH, OD, Condutividade e Temperatura da água) entre o período de 15/02/11 a 25/02/11, observou-se redução do pH ao longo do tempo. Já a condutividade foi reduzindo na unidade 1 e 2 e aumentando gradativamente na última unidade. Segundo Moraes (2008), a condutividade é um parâmetro que fornece informações das condições do sistema, quanto mais elevados os valores maior o processo de decomposição da matéria orgânica, conseqüentemente, eleva a taxa respiratória dos microrganismos.

A variabilidade do oxigênio foi observada principalmente nas unidades 1 e 3 com comportamentos bem parecidos, já na unidade 2 apresentou pequenas variações. O OD é outra forma indicativa de degradação de matéria orgânica, porque em leitos cultivados, acontece a degradação anaeróbia no leito filtrante, e aeróbio na superfície que é o caso da unidade 1, com *Echinochloa polystachya*. O oxigênio neste sistema pode estar associado ao fluxo vertical e a presença das raízes (BARRETO, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2005).

As temperaturas do líquido mantiveram uma média de 25°C em todos os sistemas, o que está dentro da faixa mesófila de temperatura que varia aproximadamente de 20°C e 45°C, favorecendo no metabolismo microbiano e na taxa de degradação da matéria orgânica (OLIVEIRA, 2009). A Figura 4.8 (A, B, C e D) apresenta os parâmetros monitorados no Bioensaio 2. No Apêndice encontra-se os valores médios discriminado de cada parâmetro (Tabela 6.4).



Nota: Unidade 1 (*Echinochloa polystachya*); Unidade 2 (*Pistia stratiotes* L.) e Unidade 3 (*Eichhornia crassipes*)

FIGURA 4.7 – pH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 2 EMPREGANDO AS TRÊS MACRÓFITAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (t)

Após o período de 11 dias, a unidade 1 com *Echinochloa polystachya* não possui efluente em sua superfície, devido à evapotranspiração e parte infiltrou no sistema. Nestes casos as macrófitas aquáticas, quando expostas ao longo período de anaerobiose (sem presença de oxigênio) o ar é incorporado pelas folhas transferindo-o aos rizomas e raízes através do aerênquima. Desta forma, o substrato ao redor fica aeróbio e oxigena toda a região colaborando com as reações de degradação da matéria orgânica e o estabelecimento de microrganismos (BARRETO, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2005).

Como forma indicativa de degradação de matéria orgânica, o OD apresentou variabilidade em todas as unidades.

A condutividade elétrica nas unidades 1, 2 e 3 não apresentaram variações significativas, obtendo valores médios de 5958, 6139 e 5122 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente. Os valores encontrados são considerados altos se comparados ao valor obtido por Sisino e Moreira (1996) de 6,20 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Segundo Martins (2007), as faixas de condutividade para águas naturais variam de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$ em ambientes poluídos por esgoto doméstico e efluente industrial os valores chegam a 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

O aumento da condutividade foi progressivo na unidade 3 alcançando valores superiores a 4500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e decrescente nos demais sistema, com valores abaixo de 6500 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Para Rocha, Soares e Araújo (2009), o aumento da condutividade elétrica no lixiviado demonstra que a matéria orgânica estava sendo degradada de forma anaeróbica pelos microrganismos, o que indica provavelmente alta carga de compostos orgânicos transportada.


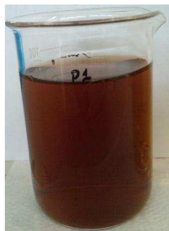






O pH tem influência direta sobre a fisiologia de diversas espécies de microrganismos. Martins (2007) informa que o efeito indireto do pH pode contribuir para a precipitação de metais quando pH for ácido e em ambientes com pH alcalino adsorvem estes elementos químicos. Esta biodisponibilidade, com a variação de pH, influencia também na solubilidade de nutrientes, pH alcalino (superior a 7,00) os elementos tem menor chance de ficarem biodisponibilizados, provavelmente estará na forma complexada e adsorvida na raiz e/ou sedimento dependendo da unidade.

Com relação à clorose nas folhas e clarificação do efluente tratado nas três unidades, observou-se aumento gradativo. A *Echinochloa polystachya* desenvolveu-se fisiologicamente bem frente ao lixiviado com brotamento intenso, expandindo-se além da sua caixa d'água. A *Pistia stratiotes*, que já recebeu o lixiviado pós-tratado

da primeira unidade, teve seu desenvolvimento comprometido ao longo do tempo, demonstrando certa sensibilidade ao contaminante durante a experimentação não alcançando o 20º dia, elas morreram.

Eichhornia crassipes apresentou floração na primeira semana de experimento e respondeu bem à exposição, não houve brotamento, porém o índice de sobrevivência foi alto. A Tabela 4.14 apresenta a avaliação da eficiência do sistema piloto com desenvolvimento das macrófitas e a mudança de coloração do lixiviado no decorrer das unidades.

TABELA 4.14 – AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA PILOTO COM DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS BATELADA 30 DIAS COM A CLARIFICAÇÃO DO LIXIVIADO NAS UNIDADES

EFICIÊNCIA DO SISTEMA PILOTO				
	DESCRIÇÃO	INÍCIO 0 dia	FIM	EFLUENTE FINAL
UNIDADE 1	1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) (duração 6 meses)			
UNIDADE 2	2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) (duração 1 mês)			
UNIDADE 3	3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>) (duração 1 mês)			

A planta exposta a algum agente estressor, reduz seu metabolismo, causando descoloração das folhas conforme observado neste estudo, principalmente para as plantas flutuantes. Segundo Peres (2004), a descoloração das folhas na planta madura pode estar relacionada à deficiência de nitrogênio, e nas folhas jovens deficiência de ferro.

4.4.2 Biomassa do sistema piloto

Durante os 6 meses de experimentação, *Echinochloa polystachya* apresentou crescimento 30 vezes maior que as demais unidades. Este fato demonstra que o capim, embora tenha apresentado amarelamento das folhas aéreas maduras, identificado na análise da clorofila com $14,22 \text{ mg.L}^{-1}$ Clorofila_a, $1,14 \text{ mg.L}^{-1}$ Clorofila_b e $129,72 \text{ mg.L}^{-1}$ de Clorofila Total_(a+b) a espécie demonstrou maior resistência e eficiência no tratamento em ambas bateladas.

Pistia stratiotes sofreu 23% de queda no seu desenvolvimento após 30 dias o índice de sobrevivência (IS) foi 0%, comprovando que em elevadas concentrações a espécie não consegue manter-se e tão pouco a eficiência de tratamento.

Eichhornia crassipes absorveu 61% de água do sistema, se comparando com a biomassa seca que foi de 41%, houve certo desenvolvimento da espécie, porém não foi tão expressivo quanto o do Capim que aumentou 30 vezes. A Tabela 4.15 apresenta a análise da biomassa inicial e final após o período de experimentação do sistema piloto.

TABELA 4.15 – ANÁLISE DA BIOMASSA INICIAL E FINAL APÓS O PERÍODO DE EXPERIMENTAÇÃO DO SISTEMA PILOTO

SISTEMAS	BIOMASSA INICIAL		BIOMASSA FINAL	
	úmida (g)	seca (g)	úmida (g)	seca (g)
Unidade 1 (6 meses)	77,42	32,05	2.546,64	1.034,15
Unidade 2 (1 mês)	33,34	2,31	7,67	2,59
Unidade 3 (1 mês)	326,8	67,29	839,97	115,36

4.4.3 Elementos-traço (metal pesado) no sistema piloto

As análises dos elementos-traço foram realizados em dois momentos distintos apenas para o sistema piloto. Num primeiro momento foram analisadas as amostras do efluente gerado nas bateladas e, posteriormente, na biomassa seca das três macrófitas estudadas. A Tabela 4.16 apresenta os resultados das análises dos elementos-traço no efluente batelada 30 dias.

TABELA 4.16 – BIOENSAIO 2: RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS ELEMENTOS-TRAÇO NO EFLUENTE BATELADA 30 DIAS

DESCRIÇÃO		Un	Zinco (Zn)	Níquel (Ni)	Cádmio (Cd)	Cobalto (Co)	Manganês (Mn)	Ferro (Fe)	Cromo (Cr)	Chumbo (Pb)
BRUTO	Lixiviado pós-tratamento Volume (V)= 120 L	1*/2*	2,97 ± 0,53	2,36 ± 0,06	< LD	0,87 ± 0,23	11,56 ± 0,04	14,88 ± 3,58	5,95 ± 2,90	0,20 ± 0,16
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,36	0,28	-	0,10	1,39	1,78	0,71	0,02
UNIDADE 1	P = Após 15 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) V=120 L	1*/2*	0,90 ± 0,03	1,51 ± 0,07	< LD	0,26 ± 0,07	224,4 ± 1,11	16,92 ± 0,65	1,37 ± 0,17	0,31 ± 0,12
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,11	0,18	-	0,03	26,9	2,03	0,16	0,04
	Eficiência de remoção (%)	%	69	36	-	70	-	-	77	-
	Após 30 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>)	1*/2*	0,28 ± 0,03	2,46 ± 0,01	< LD	0,48 ± 0,15	17,60 ± 0,48	13,40 ± 0,58	0,94 ± 0,04	0,10 ± 0,09
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,03	0,29	-	0,06	2,11	1,61	0,11	0,01
	Eficiência de remoção	%	73	-	-	-	92	21	31	75
	Eficiência Total	%	92	-	-	40	-	10	84	50
UNIDADE 2	Após 15 dias - 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) V=61,2 L	1*/2*	0,64 ± 0,04	1,49 ± 0,23	< LD	0,49 ± 0,04	0,54 ± 0,05	3,11 ± 0,24	0,28 ± 0,19	< LD
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,02	0,09	-	0,03	0,03	0,19	0,02	-
	Eficiência de remoção	%	33	69	-	50	98	88	82	-
	Após 30 dias- 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>)	1*/2*	0,38 ± 0,03	1,51 ± 0,07	< LD	0,4 ± 0,04	1,32 ± 0,18	22,9 ± 1,92	0,39 ± 0,09	0,47 ± 0,18
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,02	0,09	-	0,02	0,08	1,40	0,02	0,03
	Eficiência de remoção	%	-	-	-	33	-	-	-	-
	Eficiência Total	%	94	68	-	8	94	21	97	-
UNIDADE 3	Após 15 dias - 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>) V=32,2 L	1*/2*	0,87 ± 0,03	1,34 ± 0,02	< LD	0,57 ± 0,01	8,19 ± 0,86	11,05 ± 0,09	0,7 ± 0,31	< LD
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,03	0,04	-	0,02	0,26	0,35	0,02	-
	Eficiência de remoção	%	-	55	-	-	-	75	-	-
	Eficiência Total	%	92	86	-	8	81	80	97	99
	Após 30 dias- 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>)		Durante o período de experimentação o calor excessivo evapotranspirou todo efluente em apenas 7 dias.							
CONAMA 430/11		1*	5,0	2,0	0,2	-	1,0	15,0	1,1	0,5

(1*) Todas as unidades mg.L⁻¹; (2*) desvio padrão; < LD menor que o limite de detecção;

Na Tabela 4.16, são apresentados os valores médios de cada metal encontrado no lixiviado e no pós-tratamento do Aterro Sanitário de Curitiba. Nessa mesma tabela observa-se os valores máximos recomendados pela Resolução Nº 430/11 do CONAMA.

Os valores médios encontrados para os metais Zn, Cd e Pb encontram-se dentro dos limites máximos estabelecidos pela legislação. Para todas as amostras de lixiviado o cádmio apresentou valores inferiores ao limite de detecção do equipamento. Diante destes resultados, conclui-se que o lixiviado gerado após o tratamento não apresenta riscos de contaminação no ambiente em relação aos metais pesados Zn, Cd e Pb.

Segundo Reidler e Günther (2003), os elementos-traço estão sujeitos aos seguintes fenômenos de deposição: sedimentação gravitacional, precipitação, adsorção e troca iônica quando no ar e na água.

Cabe apontar que, no entanto, para o Ni, mesmo obtendo valores médios dentro da referida resolução, em 2 pontos no Bruto ($2,36 \text{ mg.L}^{-1}$) e na unidade 1 após 30 dias ($2,46 \text{ mg.L}^{-1}$) foram superiores ao valor máximo permitido. Na maioria dos pontos no sistema, as concentrações Mn ultrapassaram o limites previstos e um valor alcançou $224,4 \text{ mg.L}^{-1}$ está bem fora do contexto dos demais. Já em relação ao Fe e Cr, verifica-se que dois pontos estão acima do limite máximo definido. Segundo Panda (2005), o cromo pode afetar o processo metabólico das plantas interferindo no processo da fotossíntese.

As análises dos elementos-traço durante a batelada de 15 dias (sem diluição) estão apresentadas na Tabela 4.17. Como as plantas na unidade 3 morreram não houve análises neste ponto. Observou-se que dos 8 elementos químicos analisados 4 deles ultrapassaram os limites permissíveis na legislação, Ni; Mn; Fe e Cr. A eficiência na remoção destes parâmetros alcançou 22% Ni; 70% Mn; 72% Fe e 45% Cr.

As análises dos elementos-traço na biomassa seca estão apresentadas na Tabela 4.18. Observa-se que o metal teve maior fixação na raiz que na parte aérea das plantas.

TABELA 4.17 – BIOENSAIO 2: RESULTADO DAS ANÁLISES DOS ELEMENTOS-TRAÇO NO EFLUENTE (BATELADA 15 DIAS)

DESCRIÇÃO		Un	Zinco (Zn)	Níquel (Ni)	Cádmio (Cd)	Cobalto (Co)	Manganês (Mn)	Ferro (Fe)	Cromo (Cr)	Chumbo (Pb)
BRUTO	Lixiviado pós-tratamento Volume = 120 L	1*/2*	2,94 ± 0,53	2,69 ± 0,34	< LD	0,75 ± 0,19	9,55 ± 0,99	16,36 ± 0,62	11,82 ± 0,71	0,21 ± 0,02
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,35	0,32	-	0,09	1,15	1,96	0,08	-
UNIDADE 1	P = Após 15 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) V=120 L	1*/2*	0,64 ± 0,04	4,19 ± 0,18	< LD	1,22 ± 0,21	14,23 ± 2,64	14,01 ± 0,92	1,88 ± 0,12	0,22 ± 0,03
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,08	0,50	-	0,15	1,71	1,68	0,22	0,03
	Eficiência de remoção (%)	%	77	-	-	-	-	14	-	-
UNIDADE 2	Após 15 dias - 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) V=61,2 L	1*/2*	0,85 ± 0,03	4,12 ± 0,46	< LD	1,07 ± 0,30	5,80 ± 0,43	9,03 ± 1,98	1,93 ± 0,10	< LD
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,05	0,25	-	0,06	0,35	0,55	0,12	-
	Eficiência de remoção	%	37	50	-	60	79	67	45	-
	Eficiência Total	%	86	22	-	33	70	72	-	-
UNIDADE 3	Após 15 dias - 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>)	-	Após 7 dias de experimentação ocorreu a morte de todas as espécimes de aguapé impossibilitando a realização das análises após 15 dias neste sistema.							
CONAMA 430/11		1*	5,0	2,0	0,2	-	1,0	15,0	1,1	0,5

(1*) Todas as unidades mg.L⁻¹; (2*) desvio padrão; < LD menor que o limite de detecção

TABELA 4.18 – BIOENSAIO 2: RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS ELEMENTOS-TRAÇO NA BIOMASSA SECA

SISTEMAS	PARÂMETROS		Zinco (Zn)	Cádmio (Cd)	Cobalto (Co)	Manganês (Mn)	Ferro (Fe)	Cromo (Cr)	Chumbo (Pb)
UNIDADE 1 Duração 6 meses <i>Echinochloa polystachya</i>	Início	Folha	41,0 ± 1,5	0,2 ± 0,2	10,0 ± 0,5	243,0 ± 15,3	263,3 ± 53	6,7 ± 3,8	13,5 ± 16
		Raíz	56,1 ± 12,8	0,9 ± 0,2	15,9 ± 1,78	407,9 ± 171	4838,0 ± 153	33,9 ± 4,6	30,0 ± 2
		Total	84,8	0,8	25,9	650,9	5101	40,6	43,5
	Fim	Folha	20,2 ± 10	0,3 ± 0,1	< LD	213,6 ± 54	525,0 ± 121	7,2 ± 1,3	22,5 ± 22
		Raíz	32,0 ± 0,3	1,0 ± 0,8	< LD	464,0 ± 4,5	4598,0 ± 192	14,3 ± 5,7	18,2 ± 1,1
		Total	54,2	0,9	-	677,6	5123,0	21,5	40,7
	Variação +/-		-30,6	+ 1	0	+ 26,7	+ 285	- 19,1	- 2,8
UNIDADE 2 Duração 1 mês <i>Pistia stratiotes</i>	Início	Folha	15,8 ± 1,0	0,7 ± 0,2	9,7 ± 3,3	334,0 ± 95	595,0 ± 4,2	3,9 ± 1,5	26,5 ± 4,3
		Raíz	33,1 ± 1,9	0,6 ± 0,1	11,5 ± 3,8	304,0 ± 53	4275,2 ± 28	13,2 ± 4,1	14,2 ± 2,2
		Total	51,0	1,1	21,2	638,0	4870,2	17,1	40,7
	Fim	Folha	44,9 ± 6,1	0,8 ± 0,1	< LD	403,0 ± 171	305,0 ± 48	4,5 ± 1,7	23,0 ± 9,1
		Raíz	44,2 ± *	2,0 ± *	28,0 ± *	709,1 ± *	2961,4 ± *	25,0 ± *	< LD
		Total	75,5	2,8	28,0	1112,1	3266,4	29,5	23,0
	Variação +/-		+ 24,5	+ 1,7	+ 6,8	- 474,1	- 1604	+ 12,4	- 17,7
UNIDADE 3 Duração 1 mês <i>Eichhornia crassipes</i>	Início	Folha	15,5 ± 1,0	0,6 ± 0,4	1,3 ± 0,4	5647,0 ± 452	645,4 ± 306	5,6 ± 1,0	21,8 ± 1,5
		Raíz	13,6 ± 6,1	0,7 ± 0,2	15,8 ± 10	4759,3 ± 1821	462,2 ± 195	3,6 ± 1,5	22,5 ± 18
		Total	25,9	0,9	17,1	10406,3	1107,6	9,2	44,3
	Fim	Folha	27,4 ± 4,3	0,8 ± 0,2	5,8 ± 1,8	4483,1 ± 141	514,0 ± 203	6,5 ± 0,5	7,3 ± 10
		Raíz	26,6 ± 10,3	0,6 ± 0,2	15,5 ± 12	4907,0 ± 597	4567,0 ± 118	19,3 ± 2,9	21,2 ± 17
		Total	56,1	1,4	21,3	9390,1	5081,0	25,8	28,5
	Variação +/-		+ 30,2	+ 0,5	+ 4,2	- 1016	+ 3974	+ 16,6	- 15,8
Limites de valores nas plantas**			1 - 400	-	5	3 - 1000	2 - 700	-	20
Necessidades nas plantas**			10 - 50	-	-	30 - 50	100	-	-

(1*) Todas as unidades mg.kg⁻¹ Matéria Seca; < LD menor que o limite de detecção; (*) não foi possível realizar o desvio por ter um único valor; ** LARCHER (2000)

Na Tabela 4.18, é possível observar que o Zn está dentro dos valores encontrados nas plantas em todas as unidades. Já o Mn teve comportamento diferenciado nas unidades, permanecendo dentro dos limites na unidade 1, 2 e no final da experimentação ele ultrapassou $112 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$. A última unidade teve maior bioacumulação no início e maior adsorção no final da experimentação. Comportamento semelhante tiveram Co, Fe e Pb que ultrapassaram os limites dos valores nas plantas em todos os sistemas. O Cd e Cr como não possuem limite nas plantas, qualquer valor encontrado é considerado tóxico, podendo retornar as plantas se elas forem dispostas de forma inadequada.

As espécies flutuantes absorvem seus nutrientes da água e principalmente dos sólidos em suspensão, e apresentaram elevada absorção dos elementos Cd, Co, Mn, Fe, Cr e Pb. Já, a espécie emersa que utiliza principalmente o solo como fonte de nutrientes é boa biocumuladora para Cd, Mn, Fe com variações positivas.

Através da comparação das partes vegetativas: folha (parte aérea) e raiz da macrófita aquática *Echinochloa polystachya*, pode-se constatar que no início e final do experimento a concentração de todos os elementos-traço é maior na raiz, exceto Co que desapareceu no final da experimentação. Segundo Larcher (2000), a planta não necessita deste elemento e valores acima de 5 mg.kg^{-1} (Matéria Seca – MS), limite máximo para planta, podem provocar intoxicações alimentares informa Chaney (1980). A espécie adsorveu com maior facilidade Cd, Mn e Fe demonstrando que os demais elementos foram translocados no meio.

O Mn e Fe são metais que as plantas necessitam para seu desenvolvimento com valores 50 e $100 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$, respectivamente. Porém, estes elementos, embora sejam utilizados pelas plantas, tiveram as maiores adsorção no sistema 1, com variações de Mn ($+ 26,7 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$) e Fe ($+ 285 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$).

O mesmo não foi observado na *Pistia stratiotes* que concentrou no início do experimento, dos 7 elementos-traço 3 elementos na raiz: Co, Fe e Cr, os demais estão bioacumulados e/ou dentro dos limites de valores na planta. No final do experimento a concentração foi diferenciada, passou de 3 elementos encontrados na raiz para 4, sendo eles: Cd, Co, Fe, Cr. Para Cd e Co encontrou-se uma variação diferenciada de adsorção $+ 1,7 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$ e $+ 6,8 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$, respectivamente, e por não serem utilizados pela planta no seu desenvolvimento, segundo Larcher (2000), qualquer valor encontrado acima dos limites nas plantas são considerados tóxicos.

A *Eichhornia crassipes* bioacumulou melhor os seguintes metais Cd, Co, Mn, Fe, Cr e Pb. Todos estes elementos ultrapassaram os limites estabelecidos na planta, podendo ser considerados tóxicos no meio. Segundo Silva (2007), as partes das plantas de maior metabolismo são as folhas e flores porque concentram metais essenciais e não essenciais em maiores quantidades.

4.5 SUGESTÕES DE FORMA DE MANEJO DAS MACRÓFITAS

A tomada de decisão do manejo das macrófitas é importante porque mantém a integridade do sistema e evita que os contaminantes retornem ao ambiente. Para tanto, esta pesquisa analisou os seguintes pontos: levantamento fitossociológico, compreensão do comportamento da planta no ambiente, análises dos parâmetros físicos-químico e análises de metais pesados.

Segundo Moura *et al.* (2009), a contaminação antrópica compromete a flora e a fauna nos corpos d'água e a consequência deste processo é a elevada proliferação das macrófitas aquáticas. Para ele as macrófitas mais impactantes da atualidade, são: elodea (*Egeria densa*), candelabro aquático (*Ceratophyllum demersum*), capim-angola (*Brachiaria mutica*), aguapé (*Eichhornia crassipes*), alface d'água (*Pistia stratiotes*), entre outros.

Dentre estas, as plantas que causam maior problemas ao país são a *E. crassipes*, que pode dobrar a área atingida a cada 6 - 7 dias e a *P. stratiotes* por cobrir totalmente o ambiente aquático desenvolve-se rapidamente (MOURA *et al.*, 2009). Os métodos mais comuns usados no controle de macrófitas são: biológico (peixes, agentes patogênicos); mecânico (manual ou colheitadeiras) e o químico (uso de herbicidas).

Alguns pesquisadores relatam em seus estudos diversas formas de manejo, como Moura, Franco e Matalho (2009), informam que o manejo integrado combinando diferentes tipos de métodos: o controle mecânico considerado caro, mas com eficácia em curto prazo; o controle químico o único herbicida permitido no Brasil é o fluridone e possui restrições de uso.

Na presente pesquisa a *E. crassipes*, foi identificada como predominante no Aterro Sanitário de Curitiba, e sugere-se para o seu controle o manejo mecânico. Segundo informam Moura *et al.* (2009) e Lorenzi (2008) a espécie pode produzir 480

toneladas de (massa verde/ha.ano), em condições ótimas de crescimento. No entanto, pesquisas para um “reuso”, deste material, é fundamental para compensar o ônus do manejo, como por exemplo, para co-processamento, uso energético, biomassa em cerâmicas, entre outros. A maior dificuldade nesta espécie é o excesso de água absorvido por ela, no caso de cerâmicas pode comprometer a resistência do produto final.

Bezerra *et al.* (2007) avaliaram a utilização de biomassa de macrófitas aquáticas na produção de tijolos ecológicos tipo adobe (tijolos de barro cru, secos ao sol), para a macrófita *Egeria densa* nos reservatórios das usinas hidroelétricas. A percentagem de biomassa adicionada à argila foi de 1%, 2% e 5%. O tijolo normal, sem macrófitas, apresentou mais fissuras do que um tijolo com biomassa incorporada, demonstrando que o acréscimo da fibra na quantidade de 5% apresentou melhores resultados.

Preussler (2008), no Aterro Sanitário de Guaratuba, sugeriu a poda das macrófitas presentes na área alagável natural *Typha domingensis*, *Hedychium coronarium*, *Brachiaria brizantha*. O material coletado seria destinado à fabricação de adubo, pois apresentava certa quantidade de nutrientes e metais. Porém, só poderia ser utilizado após a realização da análise de todos os metais pesados na biomassa, uma vez que esta fez análises de zinco e chumbo para garantir que as plantas não acumularam estes elementos químicos. A autora relata que caso seja comprovado metal pesado nas plantas, elas deveriam ser encaminhadas à incineração ou para processo de recuperação de metal, evitando assim que os metais retornem para a área alagável natural.

No Bioensaio 2, a *Echinochloa polystachya* apresentou maior resistência frente ao contaminante, porém o aguapé, embora não tenha tido representatividade em seu desenvolvimento não teve morte nas primeiras 24 horas de tratamento. A biomassa final da *Echinochloa polystachya*, após 6 meses de experimentação, aumentou em 30 vezes.

No Bioensaio 1, o maior desenvolvimento foram: na *P. stratiotes* (46,8 g) e *Eichhornia crassipes* (6 g), ocorreu no FD=9 (10%) demonstrando que este fator de diluição apresentou brotamento significativo. A presença de elementos-traço, foram detectadas em todas as espécimes o que limita o uso destas macrófitas para adubo e/ou ração animal devido à bioacumulação nas cadeias tróficas.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Na aplicação da fitorremediação as macrófitas devem ser capazes de absorver e tolerar poluentes, só assim haverá eficiência no seu emprego. O tema possui uma variedade de pesquisas, principalmente sobre o uso de macrófitas no tratamento de lixiviado, em diferentes regiões. A avaliação dos resultados obtidos nesta pesquisa, empregando lixiviado efluente da lagoa facultativa, do Aterro Sanitário de Curitiba, permitiu as seguintes conclusões e recomendações:

- (1) No ensaio preliminar, a macrófita sensível, menos tolerante, ao contaminante foi a macrófita flutuante alface-da-água (*Pistia stratiotes*), decaindo em número quanto maior a concentração de lixiviado, principalmente devido ao uso do meio aquoso no consumo de nutrientes para sua sobrevivência. Para um $FD=3$ o número de plantas diminuiu de 30 a 2 em 4 dias.

Como recomendação, sugere-se o monitoramento dos parâmetros físico-químicos ao longo do período, além de analisar os elementos-traço no final de cada trabalho. A repetição nestes casos facilita o entendimento quanto à dinâmica, comportamento e desenvolvimento das plantas neste tipo de bioensaio. Como comprovado as macrófitas estudadas são sensíveis a elevadas cargas de poluentes, assim concentrações superiores a 25% foram extremamente prejudiciais a elas.

- (2) No bioensaio 2, a eficiência do sistema apresentou melhor resultado na batelada de 15 dias, quando comparado à carga mássica, alcançando remoção de DQO, DBO_5 , N-amoniaco e nitrito cerca de 25%, 80%, 95% e 95% respectivamente. Quanto à remoção de elementos-traço no efluente a batelada de 30 dias apresentou quatro metais acima da legislação, inclusive na batelada de 15 dias. Como a batelada de 30 dias teve um tempo superior nas unidades, facilitou a transformação/translocação do metal no meio, como por exemplo, pela variação de pH provavelmente este sistema tenha maiores variações. Na unidade 3, o aguapé não resistiu ao contato direto com o lixiviado devido à carga elevada dos contaminantes encontrados.

As macrófitas aquáticas flutuantes, sobretudo durante o tratamento na fase sem diluição do lixiviado (batelada 15 dias), não resistiram ao contaminante. Por essa razão, sugere-se a diluição do lixiviado antes de sua aplicação nas *Wetland*.

Já para a biomassa, em todas as macrófitas, o Fe foi o metal com os níveis mais elevados na biomassa. Esta tendência se manteve inalterada em todas as amostras, sem exceção.

Como recomendação, sugere-se trabalhar com diferentes diluições na batelada de 15 dias, invertendo a ordem das unidades como forma de identificação da sequência ideal para o tratamento deste tipo de efluente ou trabalhando com as macrófitas que tiveram maior tolerância que foram as *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes*. Deve-se manter o monitoramento dos parâmetros físico-químicos essenciais para comprovar a eficiência ou não do sistema.

- (3) No bioensaio 2, a produtividade primária ocorreu de forma significativa na unidade 1, empregando *Echinochloa polystachya*, com aumento de 30 vezes que nas demais unidades. Isto demonstra que o capim-cabeludo possui resistência a efluentes com estas características, embora tenha apresentado redução no teor de clorofila, ele respondeu bem à exposição. Nas demais unidades, 2 (*Pistia stratiotes*) e 3 (*Eichhornia crassipes*), ocorreu a morte de todas as plantas em 7 dias, após a entrada do lixiviado.
- (4) As melhores alternativas de manejo são aquelas que não coloquem as macrófitas em processo de consumo, por exemplo, em adubos, mas sim como matéria prima para novos produtos. Segundo Albuquerque e Lima (2010), uma alternativa é a incorporação da biomassa seca na produção de blocos cerâmicos, é viável e mostra-se como uma boa alternativa de reciclagem.

Como recomendação, sugere-se trabalhar com o manejo mecânico visto o brotamento intenso da espécie *Echinochloa polystachya* (aumento 30 vezes). A *Eichhornia crassipes* apresenta água abundante em sua composição e teve significativo brotamento alcançando 71% na biomassa seca ao final da experimentação. Neste caso o manejo ideal seria a poda

para a primeira e colheita manual das espécies mortas da *E. crassipes*, porém devido ter ultrapassado o excesso de elementos-traço na raiz e folhas, em ambas, inviabiliza seu uso em adubo.

Na verificação dos parâmetros físico-químicos analisados, embora o efluente seja considerado recalcitrante foi perceptível a eficiência no sistema de bateladas. Isto demonstra que as macrófitas degradaram e/ou transformaram os contaminantes para formas mais simples. No entanto, um monitoramento eficiente baseia-se em um controle adequado das *Wetlands* além do manejo adequado para cada espécime, outros ajustes como por exemplo, vazão na entrada e saída, podem garantir a homogeneidade no sistema.

O sistema piloto foi eficiente no pós-tratamento do lixiviado, durante os primeiros 15 dias de experimentação sendo uma alternativa viável, servindo de modelo para outros aterros sanitários, que poderão aliar esta tecnologia aos tratamentos adotados, desde que as espécies de macrófitas sejam tolerantes ao contaminante.

A toxicidade do lixiviado provocou maior estresse na *P. stratiotes* de todas as macrófitas estudadas. Desta forma, sugere-se que a tolerância ao lixiviado, devido a altas concentrações de poluentes, influencia diretamente no desenvolvimento da planta, principalmente na *P. stratiotes*. O fato de identificar esta sensibilidade foi possível observar uma ordem funcional para remoção de poluentes em sistemas com macrófitas, seguido por *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes*, devido estas, apresentarem maior tolerância e eficiência de remoção dos contaminantes, nos primeiros 15 dias de experimentação.

Nestes casos, o estudo com diferentes posicionamentos destas macrófitas em leitos construídos é fundamental para comprovar a sequência ideal no tratamento de lixiviado. Contudo deve-se observar principalmente o manejo neste tipo de sistema, porque sabe-se que em aterros sanitários, na grande maioria, possuem *Wetlands* naturais e poderiam utilizar desta técnica desde que o manejo ocorra de forma controlada. É fundamental o estudo fitossociológico, estudo em sistema piloto para comprovação da eficiência no tratamento de acordo com o ambiente natural e com diferentes fatores de diluição, porque responderam sobre a efetividade no tratamento em escala natural, embora as condições de entorno não sejam

controláveis estes sistemas simulam a realidade.

Este estudo permitiu comprovar que a técnica de fitorremediação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, não só é eficiente como importante, porque instiga outros pesquisadores a desenvolver com espécies diferentes, desde que sejam as mais cosmopolitas. Sempre se tomando todas as medidas cabíveis para que não haja contaminação em outros ambientes.

REFERÊNCIAS

AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. In: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 123 – 193 p., 2000.

ALBUQUERQUE, F. P.; LIMA, F. B. **Reaproveitamento de biomassa de macrófitas aquáticas na produção de blocos cerâmicos**. Campo Morão, 2010. 21p. Disponível em: www.eventos.cp.utfpr.edu.br/index.php/sicite/2010/paper/.../671/504. Acesso em: 20/07/11.

AMARAL, M. S. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

ANDRADE, J. C. M. **Vegetação em Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso do Aterro Sanitário de Santo Amaro**. 2000. 186 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia civil). Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

ANDRADE, F. M. **Avaliação de biomassa, clorofila, cafeína e tanino em *Ilex paraguariensis* Saint-Hilaire, crescendo sob sombreamento e pleno sol**. 2004. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Escola de Engenharia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (*wetland*) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. 2003. 327 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

AZIZ, S. Q., AZIS, H. A., YUOFF, M. S., BASHIR, M. J. K., UMAR, M.. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. **Journal of Environmental Management**. v. 91, p. 2608 – 2614, 2010.

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed., 1998.

BAIG, S. I. COULOMB, P. COURANT e P. LIECHTI, Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies, **Ozone Science & Engineering**, v. 21, p. 1 – 22, 1999.

BARKO, J.; GUNNISON, D.; CARPENTER, S. R. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. **Aquatic Botany**, v. 41, p. 41 - 65, 1991.

BARNES, J. D. A reappraisal of use of DMSO for extraction and determination of chlorophylls a and b in lichens and higher plants. **Environmental Experimental Botany**, v. 32, p. 85 – 100, 1992.

BAUN, A.; LEDIN, A.; REITZEL, L. A.; BJERG, P. L.; CHRISTENSEN, T. H. Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills: chemical analysis and toxicity tests. **Water Research**, v. 38, p. 3845 – 3858, 2004.

BARRETO, C. O. **Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de efluente de indústria de aditivos para ração**. 2005. 53 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. UNICAMP, São Paulo, 2005.

BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes, radiação ultravioleta (UV) e ozônio**. 2010. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de Maringá. Maringá, 2010.

BELTRÃO, K. G. Q. B. **Sistema de barreira bioquímica como alternativa para tratamento de percolado**. 2006. 191 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2006.

BEZERRA, T. P.; SILVA, C. P.; LOPES, J. P. Utilização da macrófita aquática egeria densa planchon, 1849 (hydrocharitacea) na produção de tijolos para construção civil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, jan. 2007. Disponível em: <http://ppg.revistas.uema.br/index.php/REPESCA/article/viewFile/40/37>. Acesso em: 20/07/11.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso — central de resíduos do recreio, em minas do leão/RS**. 2007. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. São Paulo, 2007.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; GUSTAVO, G. H. S. Capítulo 3 - Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Ed. Maringá. p. 343, 2003.

BRAILE, M.; CAVALCANTI, J. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo. 1993.

BRAUN-BLANQUET J. **Fitossociologia: base para el estudio de las comunidades vegetales**. H. Blume ediciones. 820 p. 1979.

BRITO FILHO, C.; CHERNICARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; NOUR, E. A.; ANDREOLI, F. D. N.; SOUZA, MONTEGGIA, L. O.; VON SPERLING, M.; FILHO, M. L.; AISSE, M. M.; FIGUEIREDO, R. F.; STEFANUTTI, R. Tecnologia de tratamento de águas residuárias no solo: infiltração rápida, irrigações e escoamento superficial. In: CAMPOS, J. R. (coord.) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB. Rio de Janeiro, p. 365 – 387, 1999.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetland?. **Water Science and Technology**. v.35; n. 5, p 11 – 17, 1997.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. **Chemosphere**. v. 59 p. 819 - 829, 2005.

CASTILHOS JR., A.B. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 288, 2003.

CASTILHOS JR., A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. **Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 19-50, 2003.

CASTILHOS JR., A. B. **Gerenciamento de resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na Proteção de Corpos D'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Aterros Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto**,

São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, p. 939 - 947, abr, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/csp/v23n4/20.pdf>. Acesso em: 16/07/11.

CEPPA, Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos. **Análises laboratoriais externas (DBO₅ e DQO).** Setor de Tecnologia, no Prédio das Usinas Piloto – BL B, sala PP01 na Universidade Federal do Paraná, 2011.

CHANEY, R. L. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. In: BITTON, G. (ed.). **Sludge-Health risks of land application.** Ann Arbor Sci. Publ., p. 59 - 83, 1980.

CHIAN, E.S.K.; DEWALLE, F.B. Sanitary landfill leachates and their treatment. **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, v. 103, n. EE2, p. 411 - 431, 1976.

CHIAN, E.S.K.; DEWALLE, F.B. **Evaluation of leachate treatment, v. I: Characterization of leachate.** EPA-600/2-77-186a. Cincinnati, Ohio, EUA: U.S. Environmental Protection Agency, p. 226, 1977.

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON G. **Biochemistry of landfill leachate plumes.** Applied Geochemistry. v.16, p. 659 - 718, 2001.

COELHO, R. M. P.; GRECO, M. K. B. **Teores de metais pesado em organismos zooplancônicos e na macrófita *Eichhornia crassipes* no reservatório da Pampulha, Belo Horizontes, MG.** p. 64 – 69, 1998. Disponível em: http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/art_pdf/art_17b.pdf. Acesso em: 06/07/2011.

COLLAÇO, A. B. **Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional.** 2001. 77 f. Tese (Mestrado Engenharia Agrícola /Água e Solo). Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. São Paulo, 2001.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução 430 de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da República Federal do Brasil**, Brasília DF. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 16/08/2011.

CORTES, F. S.; MICHELI, A.; TOZETO, C.M.; PIVELLI, R.P.; ANDRADE, T. S. **Estudo de tratabilidade dos efluentes líquidos (chorume) e Estudos de avaliação do passivo ambiental do aterro sanitário da Caximba: Estudos de tratabilidade do efluente líquido.** Prefeitura Municipal de Curitiba, Departamento de Limpeza Pública. 99 p., p.07, 2007.

COSTA, B.M.P. **Estudo da Influência da Recirculação de Chorume Cru na Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos.** 2002. 147 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

COSTA, L. L. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, 2003. Disponível em: <http://www.uepb.edu.br/eduep/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf>. Acesso em: 29/01/11.

CUNHA, C.A.G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas.** 2006. 157 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-04122006-232326/pt-br.php>. Acesso em: 28/01/11.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. **Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants.** Adv. Agron., v. 56, p. 55 - 114, 1996.

DIAMADOPOULOS, E. **Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate.** Water Research, v. 28, p.2439 – 2445, 1994.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **Fitorremediação.** Curso Superior de Educação Tecnológica (CESET). Unicamp/SP. p. 15, 2003. Disponível em: <http://www.scribd.com/doc/19050828/Fitorremediacao>. Acesso em: 26/01/11.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais, 2008.

DRIZO A., *et al.* Phosphate and Ammonium Removal by Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow, using Shale as a Substrate. **Water Science & Technology**. v. 35, n. 5, p. 95 - 102, 1997.

ELIAS, J. M. **Análise da eficiência global do sistema de Wetlands construído na estação de tratamento de água para abastecimento público no Município de Analândia**. 2003. 214 f. Dissertação (Mestrado do Centro de Estudos Ambientais). Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2003.

EPA (United States Environmental Protection Agency). **Process design manual for nitrogen control**. Cincinnati. EPA/625/R-93/010/. Setembro 1993. Disponível em: <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r93010/625r93010.html>. Acesso em: 19/05/2010.

EPA (United States Environmental Protection Agency). **Design manual. Municipal wastewater stabilization ponds**. p. 327, 2006. Disponível em: <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r06016/625r06016whole.pdf>. Acesso em: 20/06/2010.

EPA (United States Environmental Protection Agency). **Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A technology assesment**. EPA 832-R-93-008. p. 87. 1993. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/sub.pdf>. Acesso em: 10/10/2010.

EPA (United States Environmental Protection Agency). **Introduction to Phytoremediation**. EPA/600/R-99/107. p. 104. 2000. Disponível em: <http://www.clu-in.org/download/remed/introphyto.pdf>. Acesso em: 13/08/2011.

ESCOSTEGUY, V. P. A.; CERINI, J. B.; GOBBI, D.; GOBI, D.; CECCONELLO, C. M. Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. Seção IX - poluição do solo e qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 853-860, 2008.

ESQUERRE, K. P. S. O. R. **Conservação e recuperação dos solos**. Pontifícia Universidade Católica de Campinas. 5 p. 2005. Disponível em: [ftp://www.puc-campinas.edu.br/pub/professores/ceatec/demanboro/Material6%20\(12Set\)/Aula_12e13Set.pdf](ftp://www.puc-campinas.edu.br/pub/professores/ceatec/demanboro/Material6%20(12Set)/Aula_12e13Set.pdf). Acesso em: 26/01/11.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 602, 1998.

FACÓ, A. M.; SANTAELLA, S. T. **Tratamento de Percolado de Aterro Sanitário através de Processo Biológico com Fungos**. 28º Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancun, México, 2002. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/ii-039.pdf>. Acesso em: 03/01/11.

FARQUHAR, G. J. **Leachate: production and characterization**. Departamento de Engenharia Civil Universidade de Waterloo. Canadá, p. 14. 1988. Disponível em: <http://www.bvsde.ops-oms.org/muwww/fulltext/repind49/lesson10/leachate.html>. Acesso em: 21/09/10.

FERREIRA, C.A.; PAULO, P. L. **Eficiência de wetlands construídos para o tratamento domiciliar de água cinza com configuração diferenciada**, 2009. Disponível em: <http://www.propp.ufms.br/gestor/titan.php?target=openFile&fileId=460>. Acesso em: 09/06/12.

FERREIRA, J.A. **Revisão sobre Técnicas de Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários e Relato de casos no Estado do Rio de Janeiro**, 2000. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/resisoli/brasil/iii-108.pdf>. Acesso em: 15/07/11.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E. **Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, 2003. Joinville: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.

FERREIRA, J.A.; ANJOS, L. A. **Wetland: Resultados no Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Pirai – RJ**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.

FERREIRA, A. G. **Estudos dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos/SP por meio da caracterização físico-química**. 2010. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 2010.

GOMES, L. P. Processos de monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. In: Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterro sanitário. In: CASTILHOS JR, A. B (coord.). **Tratamento, recuperação e disposição integrados de resíduos urbanos, com ênfase na proteção dos corpos d'água**. PROSAB. Rio de Janeiro, 2006. p. 65 – 103.

GOOGLE EARTH. **Bairro Caximba**: foto aérea. Curitiba, 2006, fotografia aérea. Sem Escala.

GOOGLE EARTH. **Casa de Vegetação**: foto aérea. Curitiba, 2010, fotografia aérea. Sem Escala.

GRIMBERG, E. **A Política Nacional de Resíduos Sólidos: a responsabilidade das empresas e a inclusão social**. 2004. Disponível em: http://www.polis.org.br/artigo_interno.asp?codigo=35. Acesso em: 03/10/2010.

GUNTENSPERGEN, G. R., STEARNS, F. & KADLEC, J. A. “**Wetland vegetation**”. In: 1st International Conference on Constructed *Wetlands* for Wastewater Treatment, Chattanooga – Tennessee/USA, v. I, n. 5, p. 73 - 88, 1998.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. **Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes***. Hoehnea. v. 32, p. 445 - 452, 2005.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de namoniaca por stripping**. 2008. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2010)**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/paisesat/main.php>. Acesso em: 10/01/2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008)**. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1691&id_pagina=1. Acesso em: 10/01/2011.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Mapas de Condições Registradas**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/html/clima.php>. Acesso em: 10/07/11.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Mapa: Bairro da Caximba**. Sem Escala. Disponível em: [http://ippucnet.ippuc.org.br/Bancodedados/Curitibaemdados/anexos/2005_Mapa%20do%20Bairro%20Caximba%20\(70\).pdf](http://ippucnet.ippuc.org.br/Bancodedados/Curitibaemdados/anexos/2005_Mapa%20do%20Bairro%20Caximba%20(70).pdf). Acesso em: 15/11/2009.
IPPUC – Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba. **Decreto 192**.

Disponível em:
http://sitepmcestatico.curitiba.pr.gov.br/servicos/meioambiente/legislacoes/decreto_apu_iguacu.pdf. Acesso em: 22/11/2010.

JARDIN, W. F. e CANELA, M. C. **Caderno Temático: Fundamentos da Oxidação Química no Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos**. IQ/Unicamp, 2004.

KADLEC, R. H.; HAMMER, D. E. Simplified computation of wetland vegetation cycles. In: PRINCE H. H. and D'ITRI F.M. **Coastal Wetlands**. Michigan : Lewis Publishing,. p. 141 -157, 1985.

KADLEC, R.H; KNIGHT, R.L. Treatment Wetlands. **Boca Raton Lewis Publishes**, 1996.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; VYMAZAL, J.; BRIZ, H.; COOPER, P.; HABERI, R. **Constructed Wetlands for pollution control: process, performance, design and operation – Scientific and Technical Report**. London: IWA Publishing, n. 8. 156 p. 2000.

KARRER, N. J.; RYHINER, G.; HINZLE, E. Applicability test for combined biological-chemical treatment of wastewaters containing biorefractory compounds. **Water Research**. v. 31, p.1013 - 1020, 1997.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 545 – 560, 2001.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**. v. 32, p. 297 - 336, 2002.

KOSTOVA, I. **Leachate from Sanitary Landfills: Origin, Characteristics, Treatment**. University of Architecture, Civil Engineering and Geodesy, "Iskar's Summer School"-Borovetz, p. 26 – 29, 2006.

KOZLOWSKI, T.T.; KRAMER, P.J.; PALLARDY, S.G. **The physiological ecology of woody plants**. San Diego: Academic Press, p. 657, 1991.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de wetlands**

construídas. 2001. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica Sanitária). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal.** Editora Pedagógica Universitária Ltda. São Paulo. p. 319, 2000.

LAY, J. J., LI, Y. Y., NOIKE, T., ENDO, J., ISHIMOTO, S. Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste. **Water Science and Technology**, v. 36, n. 6, p. 493 - 500, 1997.

LIMA, M. R.; REISSMAINN C. B.; TAFFAREL, A. D. **Fitorremediação com macrófitas aquáticas flutuantes.** Disponível em: www.sanepar.com.br/.../Capitulo%20macrofitas%20aquaticas12.doc. Acesso em: 27/01/11.

Lima, S. B. **Pós-tratamento de chorume com wetlands construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR.** 2008. 103 f. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2008.

LIMA, L. M. Q. **Tratamento e Biorremediação.** São Paulo: Hemus Editora Limitada, p. 261, 1995.

LEOPOLDO, P. R.; GUIMARÃES, A. B.; BREDAS, C. C. **Tratamento de efluentes domésticos em zona rural através do uso de sistema com plantas aquáticas.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Pelotas, p. 28, 1999.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas.** 4.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, p. 640, 2008.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná.** 2 ed. Rio de Janeiro: José Olympio, 1981.

MAGALHÃES, A. C. N. **Fotossíntese.** Fisiologia Vegetal 1. 2.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Kookan, p.117 – 166, 2008.

MAINE, M.A., SUN~E, N., HADAD, H., SA'NCHEZ, G., BONETTO, C. **Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance.** Chemosphere, p. 1105 – 1113, 2007

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (Rj). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n. 2 , p. 108 – 112, 2006.

McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Landfill engineering and design**. 1º ed. New Jersey. Prentice Hall, 1995.

MARCO A.; ESPLUGAS, S.; SAUM, G. How and why to combine chemical and biological processes for wastewater treatment. **Water Science and Technology**. v. 35, n. 4, p. 321 - 327, 1997.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; BOEGER, M. R.; FAVARETTO, N. **Capacidade DO Polygonum hydropiperoides e Typha dominguensis na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí**. 2005. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2005.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; BOEGER, M. R.; FAVARETTO, N.; OLIVEIRA, E. B. Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí – Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 11, n. 3, p. 324 – 330, 2007.

MURPHY, K. J. Predizendo alterações em ecossistemas aquáticos continentais e áreas alagáveis: o potencial de sistemas bioindicadores funcionais utilizando macrófitas aquáticas. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, Maringá, n. 27, p. 7 - 9, 2000.

MARQUES, V. S. **Efeitos de zinco e cádmio em arroz (*Oryza sativa* L.) cultivado em solução nutritiva e em solo tratado com lodo de esgoto enriquecido**. 1997. 146 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia e Ciência do Solo). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí. Rio de Janeiro, 1997.

MARQUES, D. M. **Terras úmidas construídas de fluxo superficial**. IN: Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo / Coordenador José Roberto Campos. Rio de Janeiro, p. 464. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, 1999.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005. 207 f. Tese (Doutorado em Química), Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas. p.14 – 40, 2005.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, C. PERALTA-ZAMORA, P. G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Revista Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 20 – 23, 2006

MOURA, M.A.M.; FRANCO, D.A.S.; MATALLO, M.B. **Manejo integrado de macrófitas aquáticas**. *Biológico*, São Paulo, v.71, n. 1, p.77 - 82, 2009. Disponível em: http://www.biologico.sp.gov.br/docs/bio/v71_1/moura.pdf. Acesso em: 20/07/11.

MULAMOOTTIL G., McBEAN E. A., ROVERS F., **Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates**, Boca Raton, Flórida: Lewis Publishers, 1998.

MUÑOZ, S. I. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: Avaliação dos níveis de metais pesados**. 2002. 158 f. Tese (Doutorado de Enfermagem e Saúde Pública). Ribeirão Preto, 2002.

NASCIMENTO, J. C. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. 2007. 160 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

NEVES, T; FOLONI, L.L; PITELLI, R.A. Controle Químico do Aguapé (*Eichhornia crassipes*). **Revista Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 20, p. 89 - 97, 2002.

NOGUEIRA, C. N; ROCHA, M. S. Da. **Auditorias operacionais em aterros sanitários**. In: VI Simpósio Nacional de Auditoria de Obras Públicas. 2001. Auditorias operacionais em aterros sanitários, 2001, Florianópolis. Disponível em: <<http://www.iaece.org.br/artigos/sanitarios.PDF>>. Acesso em: 03/10/2010.

OLIVEIRA, J. R. S. **Crescimento Microbiano**. 2009. Disponível em: <http://pt.scribd.com/doc/37132144/crescimento-microbiano-2009>. Acesso em: 20/01/11.

OLIVEIRA, A. S.; VIDAL, C. M. S. **Caracterização e avaliação da potencialidade de sistemas “Wetland” para o tratamento do efluente do viveiro da empresa Votorantim celulose e papel.** VI Semana de Estudos de Engenharia Ambiental. Universidade do Centro Oeste, Campus Irati. p. 11, 2008.

OLIVEIRA, D. M.; CARA, D. V. C.; XAVIER, P. G.; PAULA, M. S.; SOBRAL, L. G. S.; LIMA, R. B.; LOUREIRO, A. **Fitorremediação: O estado da arte.** Série Tecnologia Ambiental (STA), Nº 39. Centro de Tecnologia Mineral (CETEM). Rio de Janeiro, p. 50, 2007.

OLIVEIRA, K. R. F.; IDE, C. N.; BEZERRA, L. P.; OLIVEIRA, L. T.; CASTRO, R. A. **Pós-tratamento de rafas por banhados construídos utilizando a macrófita *Typha Domingensis Pers.*** II 123 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/MS, p. 1 – 15, 2005.

OLIVEIRA, M. ;MOTA, S. **“Caracterização do percolado do lixão do Jangurussu, Fortaleza, Ceará”**, Revista Limpeza P´ublica, v. 48, p. 21 – 24, 1998.

PACHECO, J. R. **Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário.** 2004. 97 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2004.

PANDA, S.K.; CHOUDHURY, S. **Chromium stress in plants.** Braz. J. Plant Physiol., Londrina, v. 17, n. 1, 2005.
Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S167704202005000100008&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 01 Fev 2007. doi: 10.1590/S1677-04202005000100008.

PEDRALLI, G. **Aguapé: solução ou problema?** Ciência Hoje, Rio de Janeiro, v. 9, n. 53, p. 76 - 77, 1989.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** p. 144, 2004.

PIEIDADE, M.T.F. **Biomassa, produtividade e atividade fotossintética de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock (Gramineae = Poacea), capim semi-aquático da várzea amazônica.** 1988. 154 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal do Amazonas. Manaus, 1988.

PILLAR, V. D. P.; BOLDRINI, I. I; LANGE, O. **Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 37, n. 6, p. 753 - 761. 2002.

PEREIRA, R. M. **Aplicação do Método Respirométrico em Wetlands para a Determinação de Parâmetros Cinéticos**. 2008. 83 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais). Universidade Estadual Paulista, 2008.

PEREIRA, F. J. M. A. **Fitotecnologia: remediação se solos contaminados**. Universidade de Aveiro, Portugal. Disponível em: <http://pt.scribd.com/doc/25509817/Fitotecnologia-na-remediacao-de-solos-contaminados>. Acesso em: 12/04/11.

PERES, L. E. **Nutrição mineral de plantas**, 2004. Disponível em: <http://www.fcav.unesp.br/download/deptos/biologia/durvalina/TEXT03.pdf>. Acesso em: 20/07/11.

PIRES, F. R.; SOUZA, C.M.; SILVA, A.A.; PROCÓPIO, S.O. e FERREIRA, L.R. **Seleção de Plantas com Potencial para Fitorremediação de Tebuthiuron**. Planta Daninha, Viçosa-MG, v. 21, n.3, p. 451 - 458, 2003.

PITELLI, R.A. **Aquatic weeds problems in hydropower systems**. Third international Weed Science Congress-IWSC. Foz do Iguaçu. p. 216, 2000.

PLATZER, C. **Development of reed bed systems – a European perspective**. In: International conference on wetlands systems for water pollution control. Lake Buena Vista, v. 1, p 23 – 27, 2000.

PMC – Prefeitura Municipal de Curitiba. **Fluxograma do sistema de tratamento do Aterro Sanitário de Curitiba**. Arquivo recebido por e-mail, Acesso em: 24/01/11.

POHLAND, F.G.; HARPER, S. R. **Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills**. EPA/600/2-86/73. Cincinnati, OH, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency, 1986.

POHLAND, F. G.; GOULD, J. P. **Co-disposal of municipal refuse and industrial waste sludge in landfills**. Water Science and Technology, v. 18, p. 177 – 192, 1986.

PREUSSLER, K. H; MARANHO, L. T.; GUIMARÃES, A. T. B.; CARVALHO FILHO, M. A. S.; CUBAS, S. AZEVEDO, A. M. Influência do efluente doméstico na folha da macrófita *Cladium mariscus* (L.) Pohl, Cyperaceae. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 819 – 821, 2007.

PREUSSLER, K. H. **Avaliação da eficiência do tratamento de uma área alagável natural adotada no aterro sanitário de Guaratuba, PR, Brasil para o pós-tratamento do chorume**. 2008. 138 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental). Universidade Positivo. Curitiba, 2008.

PREUSSLER, K. H. **Levantamento fitossociológico**. Comunicação pessoal. 2011.

RAVEN, O. H. **Biologia Vegetal**. Ed. 7. Guanabara Koogan, p. 830, 2007.

RADWAN, M. A.; SALAMA, A. K. **Market basket survey for some heavy metals in Egyptian fruits and vegetables**. Food and Chemical Toxicology, 44. p 1273 – 1278, 2006. Disponível em: <http://docsdrive.com/pdfs/ansinet/pjn/2010/683-685.pdf>. Acesso em: 09/07/11.

REIDLER, N. M. V. L.; GÜNTHER, W. M. R. Impactos ambientais e sanitários causados por descarte inadequado de pilhas e baterias usadas. **Revista Limpeza Pública**. São Paulo, v. 60, p. 20 - 26, 2003.

REIS, M. F. P; BIDONE, F. R. A. **Remoção de DBO5 e fósforo do lixiviado da compostagem em sistemas de banhados construídos**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, realizado em Campo Grande/MS. III-138. p. 8, 2005.

RENOU S.; GIVAUDAN J.G.; POULAIN S.; DIRASSOUYAN F.; MOULIN P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials Volume 150, Issue 3, 11 February 2008, Pages 468-493. Disponível em: http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6TGF-4PRYG7T-1&_user=10&_coverDate=02%2F11%2F2008&_rdoc=1&_fmt=high&_orig=search&_origin=search&_sort=d&_docanchor=&view=c&_searchStrId=1595116817&_rerunOrigin=scholar.google&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=6242c1c5786b682082d6d1a0e5dcb8f2&searchtype=a. Acesso em: 03/01/11.

RICHARDSON, C. J; QIAN, S.S; CRAFT, B. C. QUALLS, R. G. Predictive models for phosphorus retention in wetlands. **Wetlands Ecological Management**, v. 4, p.

159 – 175, 1997.

ROCHA, L.; SOARES, T. M.; ARAUJO, F. F. **Avaliação de biodigestor para uso domiciliar na reciclagem de resíduos semi-sólidos orgânicos**. Encontro de Ensino, Pesquisa e Extensão, Presidente Prudente, Colloquium Exactarum, v.1, p. 122 - 125, 2009.

ROCHA, M. C. V. **Digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: em reator em bateladas sequenciais com bioaumento da microbiota autoimobilizada**. 2011. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

RODRIGUES, L. **Ecologia do perifíton**. Disponível em: <http://www.nupelia.uem.br/setores/laboratorios/ecologia-do-perifiton>. Acesso em: 31/01/11.

SANTOS, J. B.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R., PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R. **Fitorremediação de áreas contaminadas por herbicidas**. In. SILVA, A.A. & SILVA, J.F. Ed. Tópicos em manejo integrado de plantas daninhas. Universidade Federal de Viçosa (UFV), p. 211 – 232. 2007. Disponível em: <http://www.fag.edu.br/professores/acprodrigues/Controle%20de%20Plantas%20Daninhas/Capitulo6%20-%20Fitorremedia%E7%E3o.pdf>. Acesso em: 26/01/11.

SANTOS, R. M. F. **Pós-tratamento de esgoto: sistema sequencial de leitos cultivados (constructed wetlands) vertical e horizontal**. 2009. 180 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas, 2009.

SALATTI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos**. FBDS-Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. 2006. Disponível em: http://www.fbds.org.br/fbds/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf. Acesso em: 05/05/10.

SALARO JUNIOR, R. **Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (wetlands) na depuração de efluentes domésticos gerado em pequena comunidade**. 2008. 156 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrônômicas. Botucatu. São Paulo, 2008.

SANDES, L. R. G. **Avaliação da eficiência de sistema combinado de lagoa de estabilização e Wetlands construídos - estudo de caso do aterro sanitário de**

Vera Cruz-BA. 2008. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana). Universidade Federal da Bahia, 2008.

SCHIMANKO, H. **Sistemas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Trabalho de Conclusão de curso de Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria. 2008. p.45 Disponível em: http://www.ufsm.br/engcivil/TCC/2008/I_Semestre/TCC_10_Henrique_Schimanko.pdf. Acesso em: 25/01/11.

SILVA, J. M. **Estudo de elementos-traço em macrófitas aquáticas da sub-bacia do Rio Madeira.** Trabalho de conclusão de curso da Universidade Federal de Rondônia, 2007. 49 f. Disponível em: www.biogeoquimica.unir.br/classes/download.php?id=150. Acesso em: 20/07/11

SILVA, D. D.. **Remoção biológica do nitrogênio pela via curta de lixiviado de aterro sanitário operando um reator em bateladas sequenciais (SBR).** 2009. 164 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

SILVA, F. B.. **Tratamento combinados de lixiviados de aterros.** 2009. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, S. C. A.; MARANHO, L. T.; PREUSSLER, K. H. **Pós-tratamento do chorume gerado no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba/PR, Brasil por fitorremediação.** Trabalho de Conclusão de Curso da Universidade Positivo do Curso de Biologia, 2010.

SILVA, S. V. A; MONTEIRO, V. E. D.; PAIVA, W.. **Tratamento do chorume através do aguapé (*Eichhornia crassipes*) no aterro da Muribeca, Pernambuco.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, realizado em Campo Grande/MS. III-156. p.7, 2005.

SISTEMA METEOROLÓGICO DO PARANÁ – SIMEPAR. **Estação Ponte da Caximba.** Disponível em: <http://www.simepar.br/suderhsa/bd/?estacao=25374921&estacaonome=Ponte da Caximba>. Acesso em: 30/07/11.

SISINNO, C. L. S. **Estudo preliminar da contaminação ambiental em área de influência do aterro controlado do morro do céu (Niterói-RJ).** Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, 1995.

SISINNO, C. L.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; DUFRAYER, M. C.; MOREIRA, J. C. e PAUMGARTEN, F. J. Toxicity evaluation of a municipal dump leachate using zebrafish acute test. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, p. 107 – 113, 2000.

SEZERINO, P., H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed wetlands) no Pós-tratamento de lagoas de estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. 2006. 173f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

SOUZA, A. L. **Estudo experimental e numérico do processo de remoção de poluentes nos leitos cultivados**. 2003. 141 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola /Água e Solo). Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 2003.

SOUTO, G. A. B. **Lixiviado de aterros sanitários – estudo da remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 371 f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009.

STRASBURGER, E.; NOLL, F.; SCHENCK, H.; SCHUMPER, A.F.W. **Tratado de Botânica**. 8º Edicion Castellana. 33º Edicion Alemana actualizada por: SITTE, P.; ZIEGLER, H.; EHRENDORFER, F.; BRESINSKY, A. Ediciones Omega SA, Barcelona. p. 264 - 266, 272, 273, 294 – 296. 1994.

SUREHMA - Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente. **Portaria SUREHMA Nº20/92** enquadra os cursos d'água da Bacia do Rio Iguaçu. Disponível em: <http://www.recursoshidricos.pr.gov.br/arquivos/File/enquadramento-b-iguacu.pdf>. Acesso em: 05/05/2011.

SWARBRICK, J. T. **Weeds of Australia, Salviniaceae, Primulaceae, Pontederiaceae**. Aust. Weeds, v. 1, n. 10, p. 21 - 27, 1981.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN H.; VIGIL S. A. **Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues**. EUA, McGraw-Hill. 1993.

TELLES, C. A. S. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2010. 149 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2010.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. In: Thomaz, S. M. & Bini, L. M. (eds.) **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. UEM, Maringá. p. 342, 2003.

TOZETTO, C. M. **Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba**. 2008. 156 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2008.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. São Paulo. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1993.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. 1999, 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola Universidade Estadual de Campinas. Campinas/SP, 1999.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados “constructed wetland” para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. 210 f. Tese (Doutorado. Em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. Campinas/SP, 2003.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G.V.R. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande. p. 468, 1999.

VILHENA, A.; D'ALMEIDA, M. L. O. Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), São Paulo, SP. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo, SP: IPT/CEMPRE. (Publicação IPT 2622). p. 370, 2000.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v. 3, p. 196, 1996.

VYZAMAL, J. Removal of nutrients in various types of construced wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48 – 65, 2007.

WHATLEY, J. M.; WHATLEY, F. R. **A luz e a vida das plantas**. São Paulo: EPU: Ed. da Universidade de São Paulo. Temas de Biologia. v. 30, p. 101, 1982.

WEATHERBURN, M.W., **Phenol-hypochlorite reaction for determination of**

ammonia, Anal. Chem. 39, p. 971–974, 1967.

YAMAMOTO, C. R. G. Impacto na melhoria da qualidade da água considerando sistematização das várzeas: estudo de caso na bacia do Alto Iguaçu. 2005. 149 f. Trabalho de Conclusão de Curso de Especialização em Gerenciamento Municipal de Recursos Hídricos. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2005.

APÊNDICES

TABELA 6.1 – ESTUDO PRELIMINAR: pH, CONDUTIVIDADE, OD EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM *Pistia stratiotes* L EM FUNÇÃO DO TEMPO (t)

PARÂMETROS	DILUIÇÃO	17/12/10 19° C 8h00min	20/12/10 20° C 8h00min	22/12/10 22° C 8h00min	23/12/10 23° C 16h00min	24/12/10 21° C 8h30min	25/12/10 31° C 11h30min	26/12/10 25° C 10h00min	27/12/10 20° C 9h00min	28/12/10 21° C 8h45min	30/12/10 25° C 10h00min	31/12/10 22° C 9h00min	Média	Desvio Padrão
pH	0%	7,26	7,46	7,59	7,66	7,84	7,65	7,77	7,86	8,02	8,09	7,76	7,72	0,24
	25%	8,51	8,48	8,51	8,38	8,41	8,33	8,33	8,42	8,47	8,63	8,64	8,46	0,11
	50%	8,52	8,51	8,64	8,47	8,51	8,37	8,41	8,48	8,48	8,5	8,48	8,49	0,07
	75%	8,52	8,52	8,64	8,48	8,55	8,36	8,44	8,51	8,51	8,55	8,56	8,51	0,07
	100%	8,53	8,52	8,64	8,49	8,56	8,37	8,46	8,52	8,51	8,55	8,56	8,52	0,07
Condutividade ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	0%	2,97	17,17	30,4	37,03	40,67	44,1	47,03	49,87	52,43	59,77	59,9	40,12	17,60
	25%	5190	4150	4140	4020	4080	4030	3940	3920	3860	3220	4670	4110	491,68
	50%	4880	8130	8070	7920	7640	7920	7790	7630	7740	7630	7700	7550	902,59
	75%	7040	11850	11660	12070	11550	11380	11350	11150	11130	11150	11120	11040	1364,25
	100%	15630	15380	15110	14800	14890	14600	14750	14370	14530	14600	14400	14823	402,95
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de O_2)	0%	-	-	-	-	6,07	5,32	4,99	5,24	5,13	5,35	5,55	5,38	0,35
	25%	-	-	-	-	1,12	0,3	0,34	0,49	0,4	0,37	0,36	0,48	0,29
	50%	-	-	-	-	0,45	0,21	0,24	0,34	0,29	0,26	0,27	0,29	0,08
	75%	-	-	-	-	0,31	0,21	0,23	0,34	0,28	0,23	0,24	0,26	0,05
	100%	-	-	-	-	0,26	0,21	0,23	0,3	0,28	0,22	0,24	0,25	0,03

TABELA 6.2 – pH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 1 EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM *Eichhornia crassipes* EM FUNÇÃO DO TEMPO (t)

PARÂMETROS	DILUIÇÃO	15/02/11 19° C 8h00min	16/02/11 22° C 19h43min	17/02/11 32° C 16h25min	18/02/11 37° C 14h40min	19/02/11 19° C 8h00min	20/02/11 20° C 7h30min	21/02/11 21° C 7h15min	22/02/11 22° C 7h15min	23/02/11 31° C 15h04min	25/02/11 19° C 8h00min	26/02/11 19° C 8h00min	01/03/11 24° C 13h00min	05/03/11 21° C 9h40min	07/03/11 24° C 10h00min	Média	Desvio Padrão
pH	0%	6,17	6,58	6,38	6,72	6,72	6,35	6,09	6,07	6,46	6,36	6,48	6,33	6,15	7,01	6,42	0,27
	5%	7,58	7,35	7,4	7,27	7,14	7,1	6,98	6,9	7,02	6,59	6,42	5,04	4,58	4,57	6,57	1,05
	10%	7,88	7,7	7,55	7,57	7,78	7,69	7,7	7,49	7,42	7,31	7,19	7,02	6,42	6,38	7,36	0,47
	15%	8,07	7,82	7,72	7,73	7,82	7,86	7,96	7,84	7,93	7,8	7,65	7,55	7,2	6,93	7,71	0,31
	20%	8,14	7,93	7,8	7,78	7,9	7,91	8	7,92	7,89	8,09	8,09	8,04	7,86	7,63	7,93	0,14
Condutividade ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	0%	16,24	21,27	21,43	25,5	28,27	26,33	29,27	14,67	37,4	42,63	45,63	15,1	13,27	11,2	24,87	10,94
	5%	890	871,33	885	896,33	862,33	744	861,33	857,67	851,33	793,33	757,33	758	782	824,33	831,02	53,71
	10%	1629	1548	1542	1630,33	1586,33	1576	1566,67	1566,67	1585	1532,33	1503,67	1378	1448,33	1381,33	1533	80,24
	15%	2330	2320	2300	2400	2290	2330	2310	2230	2220	2280	2170	2100	2150	2150	2255	87,06
	20%	2890	2880	2730	2950	2860	2890	2900	2880	2840	2850	2750	2650	2660	2680	2815	99,98
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de O_2)	0%	2,44	3,41	2,63	3,13	3,57	2,86	3,62	3,32	2,95	1,96	2,49	3,41	3,14	2,82	2,98	0,48
	5%	2,31	2,38	1,43	1,67	2	1,06	1,29	1,14	2,27	1,54	1,35	2,96	3,26	2,69	1,95	0,71
	10%	1,49	1,42	0,5	0,61	0,84	0,44	0,47	0,88	1,14	0,78	0,74	0,75	0,83	0,79	0,83	0,32
	15%	1,39	1,33	0,35	0,37	0,49	0,51	0,28	0,33	0,87	0,55	0,53	0,56	0,78	0,93	0,66	0,35
	20%	1,17	0,97	0,35	0,34	0,61	0,55	0,37	0,31	0,35	0,33	0,31	0,44	0,57	0,59	0,52	0,26
Temperatura do efluente (°C)	0%	21,63	24,63	24,4	24,67	26,47	21,57	23,47	24,2	26,43	25,47	26,17	20,9	19,57	20,17	23,55	2,37
	5%	21,57	24,7	24,9	25,13	26,43	21,63	23,53	24,27	27,33	26,67	26,73	20,97	19,43	20,13	23,82	2,64
	10%	21,4	24,6	24,73	25,73	26,77	21,6	23,43	23,97	27,17	26,43	26,5	20,93	19,53	20,23	23,79	2,63
	15%	20,93	24,8	25,1	25,53	27,07	21,53	23,4	23,97	27,73	26,8	26,63	21,03	19,5	19,97	23,86	2,82
	20%	20,67	24,87	25,3	26	26,93	21,5	23,4	23,87	27,87	27,03	26,6	20,83	19,47	20,13	23,89	2,90

TABELA 6.3 – pH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 1 EMPREGANDO DIFERENTES FATORES DE DILUIÇÃO DO LIXIVIADO COM *Pistia stratiotes* EM FUNÇÃO DO TEMPO (t)

PARÂMETROS	DILUIÇÃO	22/03/2011 26° C 10h30min	25/03/2011 36° C 13h00min	26/03/2011 30° C 12h25min	28/03/2011 26° C 16h15min	29/03/2011 25° C 10h15min	31/03/2011 22° C 12h00min	03/04/2011 26° C 10h30min	04/04/2011 29° C 13h30min	05/04/2011 24° C 10h15min	07/04/2011 15° C 7h30min	08/04/2011 15° C 7h15min	14/04/2011 18° C 7h15min	20/04/2011 30° C 13h00min	21/04/2011 24° C 10h00min	Média	Desvio Padrão
pH	0%	6,32	6,73	6,00	6,27	6,87	6,96	7,00	7,53	6,76	6,50	6,93	7,31	7,63	7,29	6,86	0,48
	5%	8,62	8,45	7,96	7,79	8,00	7,59	7,44	7,43	7,27	7,21	7,18	6,63	5,98	6,60	7,44	0,72
	10%	8,78	8,62	8,30	8,34	8,67	8,12	7,78	7,72	7,56	7,46	7,21	6,91	5,41	6,51	7,67	0,94
	15%	8,71	8,70	8,42	8,52	8,84	8,65	8,35	8,32	8,15	8,06	7,80	7,37	6,83	7,33	8,15	0,61
	20%	8,83	8,73	8,50	8,62	8,94	8,80	8,51	8,77	8,62	8,50	8,32	7,96	7,30	7,86	8,45	0,45
Condutividade ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	0%	8,00	11,70	13,10	15,60	14,20	13,90	12,93	12,10	12,43	13,37	17,50	20,40	26,20	21,37	15,20	4,71
	5%	937	941,67	906	866,33	906,33	860,67	853,33	841,00	826,33	790,67	799,33	766,33	688,33	751,33	838,19	73,55
	10%	1723	1472	1689,67	1529,00	1492,67	1571,67	1588,67	1581,33	1531	1526,67	1518	1464,67	1430,33	1471	1542	83,71
	15%	2580	2450	2480	2420	2360	2400	2330	2390	2330	2300	2280	2210	2110	2200	2345	122,96
	20%	3160	3000	3120	3110	3370	3080	2990	3060	2930	3000	2990	2890	2880	2920	3035	129,84
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de O_2)	0%	2,41	1,45	1,13	1,23	0,94	0,96	1,03	0,62	0,55	0,46	0,39	0,44	0,49	0,44	0,90	0,56
	5%	2,01	0,97	0,91	1,07	0,87	0,86	0,90	0,55	0,54	0,57	0,32	0,39	0,40	0,37	0,77	0,44
	10%	1,96	0,35	0,58	0,57	0,51	0,80	0,76	0,47	0,48	0,49	0,30	0,35	0,38	0,34	0,60	0,42
	15%	1,83	0,34	0,51	0,46	0,41	0,58	0,64	0,39	0,46	0,50	0,28	0,32	0,37	0,32	0,53	0,39
	20%	1,80	0,37	0,48	0,38	0,38	0,53	0,48	0,40	0,42	0,49	0,27	0,29	0,31	0,29	0,49	0,39
Temperatura do efluente (°C)	0%	21,97	23,80	26,37	24,70	21,83	19,60	19,67	21,83	20,03	19,97	18,87	18,50	22,30	19,89	21,38	2,32
	5%	21,30	24,27	26,63	24,93	21,93	19,43	19,87	22,33	20,20	20,17	19,10	18,63	22,37	20,03	21,51	2,39
	10%	21,30	24,47	26,87	25,17	21,97	19,63	19,97	22,30	20,07	19,93	18,93	18,53	22,13	19,83	21,51	2,50
	15%	21,23	24,63	27,17	25,33	21,90	19,43	19,87	22,50	19,90	19,60	18,53	18,33	21,87	19,58	21,42	2,68
	20%	21,13	24,83	26,87	25,10	21,83	19,37	19,97	22,70	19,83	19,40	18,23	18,13	22,07	19,48	21,35	2,70

TABELA 6.4 – pH, OD, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA DO EFLUENTE NO BIOENSAIO 2 EMPREGANDO AS TRÊS MACRÓFITAS EM FUNÇÃO DO TEMPO (t)

PARÂMETROS	SISTEMAS	15/02/2011 19° C 8h00min	16/02/2011 22° C 20h00min	17/02/2011 32° C 16h25min	18/02/2011 37° C 16h20min	19/02/2011 24° C 18h40min	20/02/2011 20° C 7h30min	21/02/2011 21° C 7h15min	22/02/2011 22° C 7h15min	23/02/2011 22° C 7h15min	25/02/2011 32° C 13h15min	Média	Desvio Padrão
pH (adimensional)	Unidade 1	8,18	8,25	8,22	8,20	8,29	8,36	8,49	8,25	8,13	8,73	8,31	0,18
	Unidade 2	7,67	7,63	7,76	7,89	7,95	8,09	8,23	8,12	7,93	8,26	7,95	0,22
	Unidade 3	7,51	7,45	7,31	7,35	7,45	7,67	7,82	7,84	7,41	7,56	7,54	0,19
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Unidade 1	6390	6320	6200	6090	5730	5800	5630	5600	5820	6000	5958	284,25
	Unidade 2	6480	6330	6260	6150	6070	6040	6090	6040	5890	6040	6139	171,95
	Unidade 3	4820	4800	4830	4960	5030	5100	5180	5320	5500	5680	5122	300,40
OD (mg.L^{-1} de O_2)	Unidade 1	1,09	1,15	0,36	0,35	0,94	0,5	2,12	0,82	0,77	0,7	0,88	0,52
	Unidade 2	0,97	0,53	0,48	0,77	0,49	0,78	0,28	0,61	0,71	1,29	0,69	0,29
	Unidade 3	1,41	1,78	0,99	0,69	1,25	2,57	0,66	2,26	2,02	1,88	1,55	0,66
Temperatura do efluente (° C)	Unidade 1	20,2	24,9	26,4	28	27	20,7	22,7	23,2	28,8	27,8	24,97	3,11
	Unidade 2	19,3	25,3	25,5	26,2	27,2	19,1	21,8	22	28,4	27,1	24,19	3,38
	Unidade 3	19,5	25,1	26,8	27,9	27,6	19,2	21,8	22,1	29,6	28,8	24,84	3,89

Unidade 1 (*Echinochloa polystachya*); Unidade 2 (*Pistia stratiotes* L.) e Unidade 3 (*Eichhornia crassipes*)